

Deteção de microplásticos e quantificação dos mesmos ao longo do processo de tratamento da ETAR de Gaia Litoral

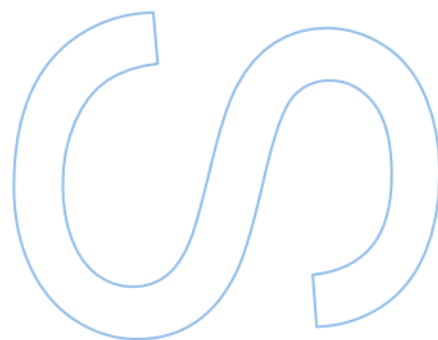
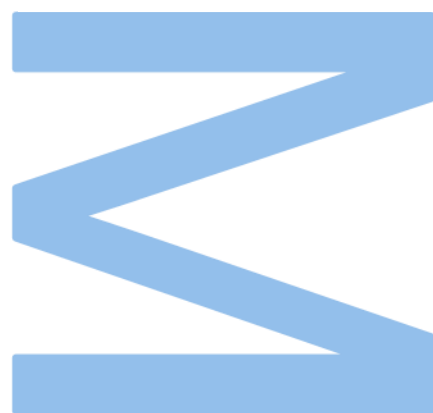
João Pedro Amorim Fonseca

Mestrado em Biologia e Gestão da Qualidade da Água

Departamento de Biologia

Faculdade de Ciências da Universidade do Porto

2024



Deteção de microplásticos e quantificação dos mesmos ao longo do processo de tratamento da ETAR de Gaia Litoral

João Pedro Amorim Fonseca

Relatório de Estágio realizado no âmbito do Mestrado em
Biologia e Gestão da Qualidade da Água
Departamento de Biologia
2024

Orientador

Prof. Miguel Santos, Professor Agregado, Departamento de
Biologia, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto

Supervisor externo na Entidade de Acolhimento

Eng.^a Luísa Lopes, Técnica Superior de Exploração, SIMDOURO



Agradecimentos

Quero começar por agradecer, acima de tudo, à minha família, especialmente aos meus pais e irmã. São a força toda do motor por detrás da pessoa na qual me tornei atualmente e sem os quais não teria conseguido atingir os meus níveis. Agradeço pela ajuda monetária obviamente, mas principalmente pela ajuda moral e por terem aguentado todos os meus momentos menos bons durante este percurso.

Agradeço também à minha namorada, Beatriz, por ter ouvido todos os meus desabafos, dos mais ridículos e picuinhas aos mais sérios e sentimentais, e por estar sempre ao meu lado nos momentos mais difíceis.

Um obrigado também ao Professor Miguel Santos, por me ter permitido fazer parte da sua equipa de Investigação no CIIMAR e por ter acolhido o meu projeto de braços abertos, mesmo sabendo que iria ser uma novidade para ambos. Agradecer também a todos os colegas do laboratório de EDEC/METOX com quem me cruzei ao longo deste período de estágio (Marta, Raquel, Marco, Nélon, Marlene, Susana e Teresa), por me proporcionarem um bom ambiente de trabalho e por me motivarem a participar nas conferências do CIIMAR.

Agradeço também à Engenheira Luísa Lopes, por ter permitido o contacto com a empresa SIMDOURO e também pela disponibilização de qualquer tipo de informação/documentação relativo à ETAR de Gaia Litoral. Agradecer também à Dr^a Ermelinda Barreiro, técnica do laboratório da ETAR de Gaia Litoral, por ter coordenado de forma eximia a recolha das amostras.

Por fim, um agradecimento ao IPMA – Algés, por me terem possibilitado a ida às suas instalações de modo a otimizar metodologias para utilizar neste trabalho, mas em especial um agradecimento à Dr^a Clara Lopes, técnica superior nesta instituição e especialista em microplásticos. A Dr^a Clara foi um pilar bastante importante neste trabalho, sendo importante referir que sem a sua ajuda a realização deste não seria possível.

Resumo

O aumento da população humana nas últimas décadas tem provocado uma deterioração progressiva da qualidade da água, contribuindo para a escassez de água potável. Assim, é de extrema importância otimizar os métodos de tratamento de águas residuais que permitam não só a sua descarga sem impactos ambientais relevantes, mas também a sua reutilização em atividades que não necessitem de água potável.

O tratamento de águas residuais geralmente não aborda especificamente a remoção de microplásticos (MPs). No entanto, as estações de tratamento de águas residuais processam a água de forma eficaz e o número de micropartículas sintéticas nos efluentes é normalmente muito baixo. No entanto, os volumes de descarga das estações de tratamento de águas são muitas vezes elevados (atingindo cerca de L/dia), o que leva à descarga diária de um número substancial de MP e microfibras. Além disso, os MP acumulam-se nas lamas primárias e secundárias, o que acaba por resultar num outro problema ambiental, uma vez que são atualmente utilizados para alterar os solos, tanto para o cultivo como para a silvicultura, levando à sua dispersão.

Os microplásticos (partículas de plástico <5 mm) estão omnipresentes no ambiente, o que tem suscitado cada vez mais preocupações ambientais, sanitárias, socioeconómicas e regulamentares. A exposição a estes contaminantes emergentes tem sido associada a certas perturbações, tanto nos animais como nos seres humanos. As estações de tratamento de águas residuais (ETAR) são um reservatório de microplásticos devido às diversas fontes de afluência. Servem também como uma fonte pontual de poluição por microplásticos no ambiente devido à sua incapacidade de remover completamente estes poluentes no efluente final. Contudo poderão ter um papel central na diminuição do *input* de MP no ambiente, caso se otimize a remoção durante o processo de tratamento, que não foi desenhado para remover MP. Assim, o principal objetivo deste estágio na ETAR de Gaia Litoral foi identificar e quantificar a presença de microplásticos nas diferentes fases de tratamento desta ETAR, contribuindo para identificar as fases do tratamento com maior potencial para otimizar a remoção destes contaminantes. Com a introdução da nova legislação Europeia, as ETARs terão obrigações no sentido de recuperar os nutrientes das águas residuais, novas normas para os micropoluentes e novos requisitos de monitorização para os microplásticos, contribuindo assim na proteção da saúde e do ambiente. Para tal, foram realizados dois períodos de amostragem (época húmida e seca) em 3 pontos de tratamento na fase líquida da ETAR (afluente, saída Sedipac e efluente). Também foram

analisadas as lamas flotadas e desidratadas presentes na fase sólida da ETAR. Após o tratamento das amostras, os microplásticos foram caracterizados fisicamente. Em termos de cor dos MP, verificou-se uma maior concentração de partículas pretas e azuis. Relativamente à forma dos MP, verificou-se uma maior abundância de partículas sob a forma de fibras e fragmentos. Tendo em conta a dimensão das MP, foi possível detetar elevadas concentrações de partículas com comprimentos inferiores a 200 μm , comprimentos de]200,500] μm e comprimentos de]500,1000] μm . Com base nos volumes de produção diária da ETAR, foi estimado o fluxo diário de microplásticos em ambas as amostras. Foi estimada uma entrada de $6,96 \times 10^9$ MP/dia na fase líquida da 1ª amostragem e de $8,65 \times 10^9$ MP/dia na fase líquida da 2ª amostragem. A presença de microplásticos no efluente final foi também determinada na fase líquida, libertando cerca de $2,99 \times 10^9$ MP/dia na 1ª e 2ª amostragem, e na fase sólida (lamas desidratadas), libertando cerca de $2,40 \times 10^{10}$ MP/dia na 1ª amostragem e $1,71 \times 10^{10}$ MP/dia na 2ª amostragem. A taxa de remoção de microplásticos na fase líquida da ETAR foi de 57,5% na 1ª e 65% na 2ª amostragem. A concentração de microplásticos por 1.000 habitantes foi também normalizada, sabendo que a ETAR abrange cerca de 300.000 habitantes, e observou-se uma concentração de 0,21 MP/L/1.000 habitantes na fase líquida e uma concentração de 0,22 MP/g/1,000 habitantes na fase sólida da 1ª amostragem. Na 2ª amostragem verificou-se uma concentração de 0,22 MP/L/1,000 habitantes, na fase líquida, e uma concentração de 0,49 MP/g/1,000 habitantes, na fase sólida.

Os resultados do presente estudo confirmam que as ETARs podem ser uma fonte de MP no ambiente. Por conseguinte, a investigação futura deve centrar-se no desenvolvimento de novas tecnologias ou aperfeiçoamento de tecnologias já existentes para diminuir a carga de MP no efluente final, contribuindo assim para atenuar a contaminação dos ambientes aquáticos por MP.

Palavras-chave: Estação de Tratamento de Águas Residuais , microplásticos , água residual , ambiente , qualidade da água, lamas ativadas, afluente, efluente

Abstract

The increase in human population in recent decades has caused a progressive deterioration of water quality contributing to the scarcity of drinking water. Therefore, it is of utmost importance to optimize wastewater treatment methods that allow not only its discharge without relevant environmental impacts but also its reuse in activities that do not require drinking water.

Wastewater treatment generally does not specifically address the removal of microplastics (MPs). Nevertheless, wastewater treatment plants process water effectively, and the number of synthetic microparticles in effluents is usually very low. Still, discharge volumes from water-treatment plants are often 10^8 elevated (reaching around L/day), leading to the daily discharge of a substantial number of MPs and microfibers. Furthermore, MPs accumulate in the primary and secondary sludge, which in the end results in another environmental problem as they are currently used to amend soils, both for cultivation and forestry, leading to their dispersion.

Microplastics (plastic particles <5 mm) are ubiquitous in the environment which has attracted increasing environmental, health, socio economic, and regulatory concerns. Exposure to these emerging contaminants has been associated with certain disorders in both animals and humans. Wastewater treatment plants (WWTPs) are a reservoir of microplastics due to the diverse influent sources. They also serve as a point source of microplastics pollution in the environment due to their inability to completely remove these pollutants in the final effluent. However, they could play a central role in reducing the input of PM into the environment if removal is optimised during the treatment process, which is not designed to remove PM. Thus, the main objective of this internship at the Gaia Litoral Wastewater Treatment Plant was to identify and quantify the presence of microplastics in the different treatment phases of this WWTP, helping to identify the treatment phases with the greatest potential for optimising the removal of these contaminants. With the introduction of new European legislation, WWTPs will have obligations to recover nutrients from wastewater, new standards for micropollutants and new monitoring requirements for microplastics, contributing to the protection of health and the environment. To do so, two sampling periods were carried out (wet and dry seasons) at 3 treatment points in the WWTP's liquid phase (affluent, Sedipac outlet and effluent). The floated and dewatered sludge present in the solid phase of the WWTP was also analysed. After treating the samples, the microplastics were physically characterized. In terms of MP colour, there was a higher concentration of black and blue

particles. In terms of MP shape, there was a greater abundance of particles in the form of fibres and fragments. Taking into account the size of the PM, it was possible to detect high concentrations of particles with lengths of less than 200 μm , lengths of $[200,500]$ μm and lengths of $[500,1000]$ μm . Based on the WWTP's daily production volumes, the daily flow of microplastics in both samples was estimated. An input of 6.96×10^9 MP/day was estimated in the liquid phase of the 1st sampling and 8.65×10^9 MP/day in the liquid phase of the 2nd sampling. The release of microplastics by the WWTP was also determined in the liquid phase (effluent), releasing around 2.99×10^9 MP/day in the 1st and 2nd sampling, and in the solid phase (dewatered sludge), releasing around 2.40×10^{10} MP/day in the 1st sampling and 1.71×10^{10} MP/day in the 2nd sampling. The removal rate of microplastics in the liquid phase of the WWTP was 57.5% in 1st and 65% in 2nd sampling. The concentration of microplastics per 1.000 inhabitants was also normalised, knowing that the WWTP covers around 300.000 inhabitants, and a concentration of 0.21 MP/L/1.000 inhabitants was observed in the liquid phase and a concentration of 0.22 MP/g/1.000 inhabitants in the solid phase of the 1st sample. In the 2nd sampling, there was a concentration of 0.22 MP/L/1.000 inhabitants in the liquid phase and a concentration of 0.49 MP/g/1.000 inhabitants in the solid phase.

The findings of the present study confirm that WWTPs can be a source of MP in the environment. Therefore, future research should focus on the development of new/improved technologies to decrease the load of MP in the final effluent, thus contributing to mitigate the contamination of aquatic environments by MP.

Keywords: Wastewater Treatment Plant , microplastics , wastewater , environment , water quality, activated sludge, affluent, effluent.

Índice

Lista de Tabelas	viii
Lista de Gráficos.....	ix
Lista de Figuras	xi
Lista de Abreviaturas	xii
Introdução.....	1
1. O que são os microplásticos	2
1.1. ETARs como fontes de microplásticos	4
1.2. Tratamentos e remoção de microplásticos em ETARs	7
1.2.1. Tratamento Preliminar e/ou primário	8
1.2.2. Tratamento Secundário.....	9
1.2.3. Tratamento Terciário.....	10
1.3. Propriedades dos microplásticos em afluentes e efluentes de ETARs	12
1.3.1. Tipos de polímeros de MPs em afluentes e efluentes de ETARs	13
1.3.2. Forma dos MPs em afluentes e efluentes de ETARs	13
1.3.3. Cores dos MPs nos afluentes e efluentes de ETARs	14
1.3.4. Tamanho de MPs em afluentes e efluentes de ETARs	14
1.4. Propriedades dos microplásticos em lamas de ETARs.....	15
1.4.1. Tipos de polimeros de MPs em lamas de ETARs	15
1.4.2. Forma dos MPs nas lamas de ETARs	16
1.4.3. Tamanhos dos MPs nas lamas de ETARs.....	16
1.5. Destino ambiental dos microplásticos.....	17
1.6. Enquadramento legal	18
1.7. Objetivos	19
2. Materiais e Métodos.....	20
2.1. Estação de Tratamento de Águas Residuais de Gaia Litoral.....	20
2.2. Amostragem preliminar e otimização de metodologias	21
2.2. 1ª Amostragem – Época húmida	22

2.3. 2ª Amostragem – Época seca	22
2.4. Separação de microplásticos em amostras de água residual	23
2.5. Extração de microplásticos em amostras de sedimentos (lamas).....	23
2.6. Observação das amostras na lupa	23
2.7. Controlo e minimização da contaminação das amostras	24
2.8. Análise Estatística	24
3. Resultados e Discussão.....	24
3.1. Caraterização física dos Microplásticos presentes na 1ª Amostragem	26
3.1.1. Caraterização física do Afluente	26
3.1.2. Caraterização física da saída do Sedipac	29
3.1.3. Caraterização física do Efluente	32
3.1.4. Caraterização física da Lama Flotada (secundária)	35
3.1.5. Caraterização física da Lama Desidratada.....	38
3.2. Caraterização física dos Microplásticos presentes na 2ª Amostragem	41
3.2.1. Caraterização física do Afluente	41
3.2.2. Caraterização física da saída do Sedipac	44
3.2.3. Caraterização física do Efluente	47
3.2.4. Caraterização física da Lama Flotada (secundária)	50
3.2.5. Caraterização física da Lama Desidratada.....	53
3.3. Fluxo diário de Microplásticos ao longo do processo de tratamento da ETAR..	56
3.4. Taxa de remoção de Microplásticos na ETAR de Gaia Litoral	60
3.5. Concentração de MP por cada 1000 habitantes	62
Conclusões e Perspetivas futuras.....	63
Referências Bibliográficas	64

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Métodos de amostragem, processamento de amostras, ocorrência e identificação de MPs para águas residuais e lamas em várias ETARs (adaptado de Parashair & Hait, 2023).....	4
Tabela 2 - Quantidade de MP libertada diariamente, por parte das ETARs referidas, para o meio recetor	60
Tabela 3 - Taxa de remoção de MP, por parte das ETARs referidas, durante o processo de tratamento	62

Lista de Gráficos

Gráfico 1 - Concentrações das diferentes cores de MP encontrados no Afluente da 1ª amostragem.....	27
Gráfico 2 - Concentrações das diferentes formas de MP encontrados no Afluente da 1ª amostragem.....	28
Gráfico 3 - Concentrações dos diferentes tamanhos de MP encontrados no Afluente da 1ª amostragem	29
Gráfico 4 - Concentrações das diferentes cores de MP encontrados à saída do Sedipac da 1ª amostragem.....	30
Gráfico 5 - Concentrações das diferentes formas de MP encontrados à saída do Sedipac da 1ª amostragem.....	31
Gráfico 6 - Concentrações dos diferentes tamanhos de MP encontrados à saída do Sedipac da 1ª amostragem.....	32
Gráfico 7 - Concentrações das diferentes cores de MP encontrados no Efluente da 1ª amostragem.....	33
Gráfico 8 - Concentrações das diferentes formas de MP encontrados no Efluente da 1ª amostragem.....	34
Gráfico 9 - Concentrações dos diferentes tamanhos de MP encontrados n Efluente da 1ª amostragem	35
Gráfico 10 - Concentrações das diferentes cores de MP encontrados na Lama flotada da 1ª amostragem.....	36
Gráfico 11 - Concentrações das diferentes formas de MP encontrados na Lama flotada da 1ª amostragem.....	37
Gráfico 12 - Concentrações dos diferentes tamanhos de MP encontrados na Lama flotada da 1ª amostragem.....	38
Gráfico 13 - Concentrações das diferentes cores de MP encontrados na Lama desidratada da 1ª amostragem	39
Gráfico 14 - Concentrações das diferentes formas de MP encontrados na Lama desidratada da 1ª amostragem	40
Gráfico 15 - Concentrações dos diferentes tamanhos de MP encontrados na Lama desidratada da 1ª amostragem	41
Gráfico 16 - Concentrações das diferentes cores de MP encontrados no Afluente da 2ª amostragem.....	42
Gráfico 17 - Concentrações das diferentes formas de MP encontrados no Afluente da 2ª amostragem.....	43

Gráfico 18 - Concentrações dos diferentes tamanhos de MP encontrados no Afluente da 2ª amostragem	44
Gráfico 19 - Concentrações das diferentes cores de MP encontrados à saída do Sedipac da 2ª amostragem.....	45
Gráfico 20 - Concentrações das diferentes formas de MP encontrados à saída do Sedipac da 2ª amostragem.....	46
Gráfico 21 - Concentrações dos diferentes tamanhos de MP encontrados à saída do Sedipac da 2ª amostragem.....	47
Gráfico 22 - Concentrações das diferentes cores de MP encontrados no Efluente da 2ª amostragem.....	48
Gráfico 23 - Concentrações das diferentes formas de MP encontrados no Efluente da 2ª amostragem.....	49
Gráfico 24 - Concentrações dos diferentes tamanhos de MP encontrados n Efluente da 2ª amostragem	50
Gráfico 25 - Concentrações das diferentes cores de MP encontrados na Lama flotada da 2ª amostragem.....	51
Gráfico 26 - Concentrações das diferentes formas de MP encontrados na Lama flotada da 2ª amostragem.....	52
Gráfico 27 - Concentrações dos diferentes tamanhos de MP encontrados na Lama flotada da 2ª amostragem	53
Gráfico 28 - Concentrações das diferentes cores de MP encontrados na Lama desidratada da 2ª amostragem	54
Gráfico 29 - Concentrações das diferentes formas de MP encontrados na Lama desidratada da 2ª amostragem	55
Gráfico 30 - Concentrações dos diferentes tamanhos de MP encontrados na Lama desidratada da 2ª amostragem	56
Gráfico 31 - Fluxo diário de MP, 1ª amostragem, Fase líquida	57
Gráfico 32 - Fluxo diário de MP, 1ª amostragem, Fase sólida.....	57
Gráfico 33 - Fluxo diário de MP, 2ª amostragem, Fase líquida	58
Gráfico 34 - Fluxo diário de MP, 2ª amostragem, Fase sólida.....	59
Gráfico 35 - Taxa de remoção de MP em ambas as amostragens – Fase líquida.....	61
Gráfico 36 - Concentração de MP produzida por mil habitantes	63

Lista de Figuras

Figura 1 - (a) Produção mundial de plástico entre 1950 e 2020. (b) Distribuição da produção mundial de plástico (Plastics Europe, 2021).....	4
Figura 2 - Fontes de microplásticos primários e secundários (Acarer <i>et al.</i> , 2023).....	3
Figura 3 - Principais formas dos microplásticos (Conesa & Ortuño, 2022).....	4
Figura 4 - Caudal e eficiência de remoção de MPs de acordo com a literatura, durante o tratamento preliminar, primário, secundário e terciário (Sun <i>et al.</i> , 2019).....	8
Figura 5 - Eficiência da remoção de microplásticos nas ETAR terciárias de alguns países selecionados (adaptado de Sheriff <i>et al.</i> , 2023)	11
Figura 6 - Tipos de polímeros, formas, tamanhos e cores dos MPs nas ETARs (PA: poliamida, PE: polietileno, PEST: poliéster, PET: tereftalato de polietileno, PP: polipropileno, PVC: policloreto de vinilo) (Acarer <i>et al.</i> , 2023).....	12
Figura 7 - Esquema representativo das fases de tratamento de água residual da ETAR de Gaia Litoral (evidenciando vários processos inerentes)	21
Figura 8 - Exemplos de MP observados na 1ª Amostragem (a) Afluente 21/2, fragmento azul com 550 µm; b) Saída Sedipac 24/2, esfera preta com 2100 µm; c) Efluente 20/2, fragmento preto com 650 µm; d) Lama flotada 20/2, fragmento transparente com 5000 µm; e) Lama desidratada 21/2, filamento branco com 4500 µm).....	25
Figura 9 - Exemplos de MP observados na 2ª Amostragem (a) Afluente 10/5, fragmento laranja com 1150 µm; b) Saída Sedipac 12/5, fragmento preto com 650 µm; c) Efluente 9/5, fibra preta com 950 µm; d) Lama flotada 12/5, fragmento verde com 1400 µm; e) Lama desidratada 9/5, fragmento laranja com 500 µm)	26

Lista de Abreviaturas

MP	MICROPLÁSTICOS
ETAR	ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS
FCUP	FACULDADE DE CIÊNCIAS DA UNIVERSIDADE DO PORTO
DARU	DIRETIVA DAS ÁGUAS RESIDUAIS URBANAS
DQA	DIRETIVA QUADRO DA ÁGUA
FTIR	FOURIER TRANSFORM INFRARED SPECTROSCOPY

Introdução

É previsto que a procura mundial de água aumente quase um terço até 2050. De acordo com a Organização das Nações Unidas (ONU), o investimento na recuperação e reutilização da água pode permitir poupar até 90% em energia e 70% na utilização de água. Vários dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) estão relacionados com o tratamento eficaz das águas residuais. No objetivo 6, "Água potável e saneamento", uma das metas é melhorar a qualidade da água, reduzindo a poluição, eliminando a descarga e minimizando a emissão de produtos químicos e materiais perigosos, aumentando a reutilização segura em todo o mundo. Da mesma forma, o objetivo 11, "Cidades e comunidades sustentáveis", defende a redução do impacto ambiental negativo *per capita* das cidades, incluindo uma atenção especial à qualidade do ar e à gestão de vários efluentes tóxicos (Conesa & Ortuño, 2022).

A adaptabilidade, a durabilidade, a flexibilidade e o preço acessível são características que levaram os plásticos a uma utilização generalizada. A produção mundial de resíduos plásticos duplicou entre os anos de 2000 e 2019 (fig. 1a), atingindo 353 milhões de toneladas, sendo apenas reciclado 9% no ano de 2019. Estimativas para 2019 indicam que 6,1 milhões de toneladas de resíduos plásticos terão entrado em ambientes aquáticos, dos quais 1,7 milhões de toneladas acabaram nos oceanos (OCDE, 2022). A produção de plástico no mundo atingiu 367 milhões de toneladas em 2020, e a Ásia (China 32%, Japão 4%, Resto da Ásia 17%) contribuiu com mais de metade (53%) deste valor. O NAFTA contribuiu para 19%, Europa 15%, Médio Oriente, África 7%, América Latina 4% e a Comunidade de Estados Independentes (CEI) 3% da produção global de plásticos (Plastics Europe, 2021) (fig. 1b).

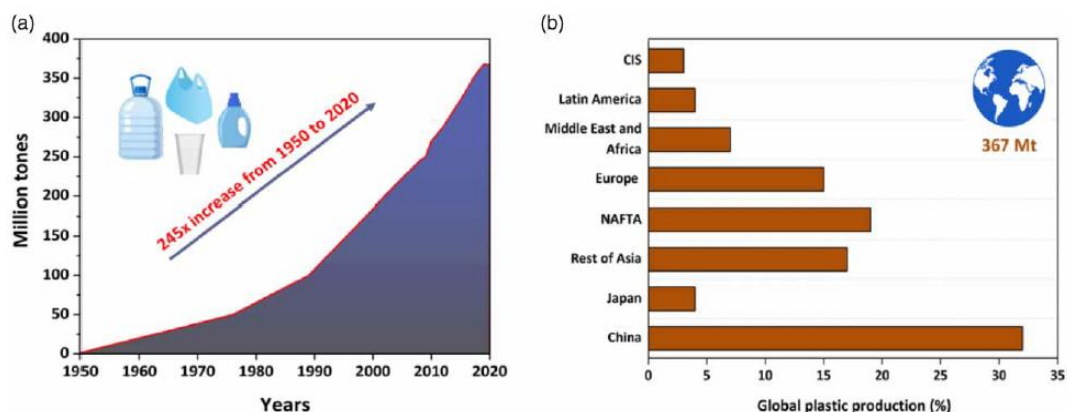


Figura 1 - (a) Produção mundial de plástico entre 1950 e 2020. (b) Distribuição da produção mundial de plástico (Plastics Europe, 2021)

Os microplásticos são um contaminante antropogénico emergente, que tem sido detetado em diferentes ambientes aquáticos, incluindo oceanos, rios, lagos e estuários, bem como em escoamentos urbanos e efluentes de águas residuais (Eerkes-Medrano *et al.*, 2015). Provêm principalmente de plásticos de utilização única, artes de pesca, vestuário e cosméticos, tintas, pneus e poeiras urbanas. Estes MP chegam facilmente aos rios e mares devido à sua densidade geralmente baixa. Até à data, foram indicados três possíveis efeitos tóxicos dos MP: as próprias partículas de plástico, a sua capacidade de adsorver poluentes orgânicos persistentes (POP) e outras substâncias presentes nos sistemas aquáticos de todo o mundo e os aditivos que estes materiais contêm. Nomeadamente, o impacto na saúde humana decorre do facto de poderem transportar substâncias químicas e microrganismos potencialmente tóxicos. Os MPs podem adsorver estas substâncias químicas perigosas, tais como hidrocarbonetos poliaromáticos (PAHs), metais e dioxinas, do ambiente e transportá-las para os produtos alimentares, que são, em última análise, consumidos pelos seres humanos (Conesa & Ortuño, 2022).

No meio aquático a maior parte dos microplásticos tem origem em fontes terrestres, desempenhando as ETARs um papel importante como potencial fonte destes MP. Estas recebem microplásticos primários, fabricados intencionalmente em tamanhos microscópicos, e microplásticos secundários, que resultam da degradação de resíduos de plástico por forças externas, de uma imensa variedade de origens, dependendo do seu sistema de esgotos e da sua captação.

Estima-se que as águas residuais domésticas e municipais produzidas a nível mundial ascendam a 360 Km³/ano, dos quais 190 Km³/ano (52,8%) são tratados em estações de tratamento de águas residuais e 149 Km³/ano são descarregados para o oceano (Gau *et al.*, 2023).

1. O que são os microplásticos

Os microplásticos são geralmente definidos como partículas de polímeros sintéticos com menos de 5 milímetros de diâmetro, podendo ter origem em fontes primárias ou secundárias.

As fontes primárias incluem têxteis, medicamentos e produtos de higiene pessoal, como esfoliantes faciais e corporais, bem como os granulados fabricados para a produção de matérias-primas e plásticos. Estes são normalmente libertados nas águas residuais

domésticas e industriais, acabando por entrar em rios e estuários. As fontes secundárias derivam da decomposição de resíduos de plástico de maiores dimensões, incluindo contentores de plástico, redes, fibras de linho, películas e pneus, através de processos de meteorização e envelhecimento como a radiação ultravioleta, a abrasão por ondas e vento, hidrólise e degradação térmica e microbiana. Os microplásticos secundários são considerados a maior fonte de poluição microplástica em ambientes aquáticos e a sua abundância aumenta bastante com a entrada contínua de detritos plásticos de diferentes origens (Xu *et al.*, 2020). A figura 2 identifica as principais fontes de microplásticos.

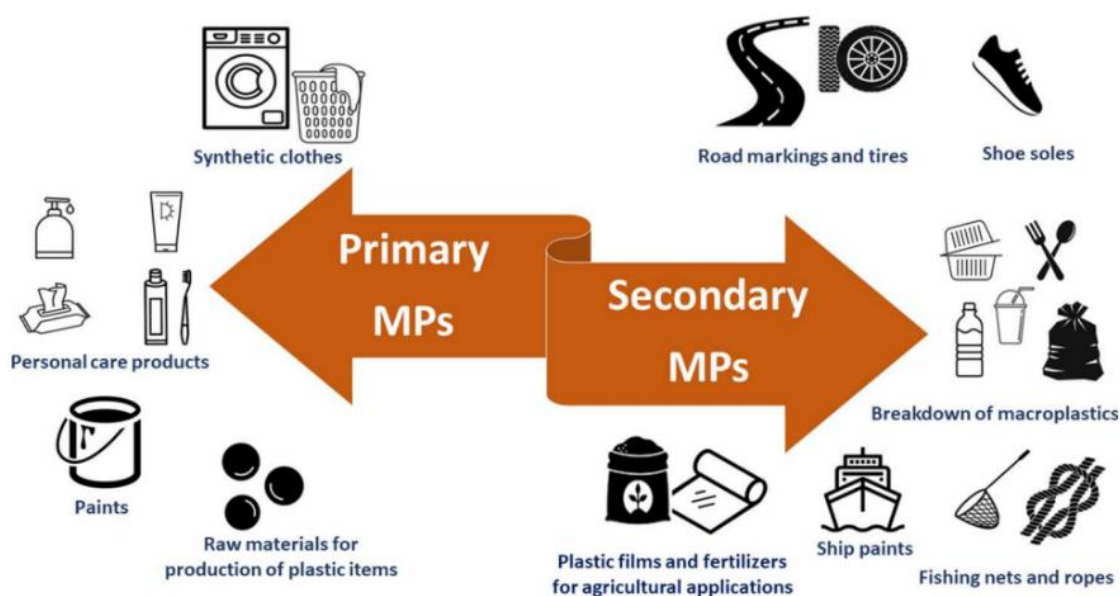


Figura 2 - Fontes de microplásticos primários e secundários (Acarer *et al.*, 2023)

Os microplásticos também são classificados de acordo com a sua forma (fig. 3) e podem ser enquadrados nas seguintes categorias: fragmentos ou microflocos (pedaços maiores, que quase poderiam ser designadas por macroplásticos); microfibras (com uma forma alongada quando observadas ao microscópio); ou microesferas (que são pequenas esferas duras); espumas (massa semelhante a uma esponja); nurdles ou grânulos (normalmente utilizados no fabrico). Os termos "nurdles" e grânulos são utilizados em muitos tipos de MP quando não se enquadram em nenhum dos outros. As diferenças entre pellets, nurdles e microesferas são quase impercetíveis. Em muitos

estudos apenas é considerada a distinção entre microfibras alongadas e micropartículas esféricas ou de forma indefinida (Conesa & Ortuño, 2022).

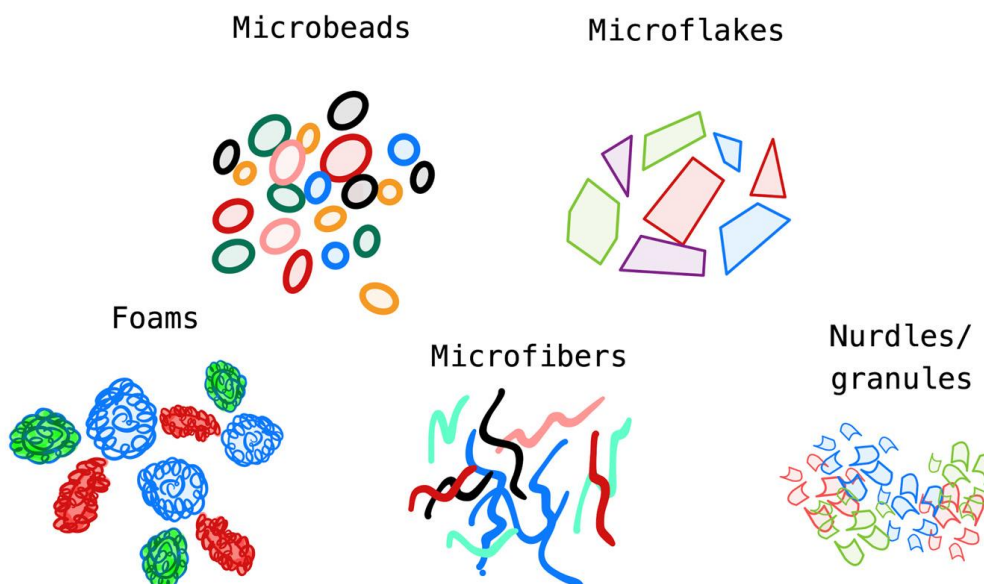


Figura 3 - Principais formas dos microplásticos (Conesa & Ortuño, 2022)

Os microplásticos foram ainda classificados em microplásticos de grandes dimensões (1-5 mm), microplásticos de pequenas dimensões (0,3-1 mm) e nanoplásticos (< 0,3 mm), com base na característica de degradação contínua (Wu *et al.*, 2019).

1.1. ETARs como fontes de microplásticos

As Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) são um reservatório significativo de microplásticos devido à diversidade de fontes de afluentes: domésticos, estabelecimentos comerciais, indústrias e lixiviados de aterros, todos eles podendo conter um número significativo de microplásticos. Globalmente, os MPs foram encontrados em águas residuais brutas, efluentes tratados e lamas de ETARs em diferentes regiões do mundo, incluindo Ásia, África, América e Europa (Tabela 1).

Tabela 1 - Métodos de amostragem, processamento de amostras, ocorrência e identificação de MPs para águas residuais e lamas em várias ETARs (adaptado de Parashair & Hait, 2023)

Location	Sampling protocol	Pre-treatment	CRMs used	MPs count	MPs size range	MPs type	Identification
Wastewater (MPs/L)							
Sweden 1 WWTP	Influent water sampled by a ruttner sampler, effluent water sampled by a ruttner sampler connected to a suction pump	The water was poured into a filter holder of stainless steel fitted with a filter cut out from plankton net and with a mesh size of 300 µm	None	15,000 (influent), 1100–1800 (effluent)	≥300 µm	Fragments, fibers, flakes, etc.	Stereo microscope + FTIR - ATR
United Kingdom 7 WWTPs	10 L of grab sample taken from the activated aerobic biological stage	Digestion with 30% H ₂ O ₂ to remove biogenic material	PE, PP, PS, or PVC CRMs were used	118 of the 120 spiked MPs identified	NA	PE, PP, PVC & Nylon-6 Identification rate – 98.33%	FPA-FTIR imaging
USA 1 WWTP	Sampled effluent filtered via a set of Tyler sieves with a flow rate (12–18 L/min) followed by pumping	Preservation of the filtered samples in 70% isopropyl alcohol	None	0.004–0.195 (Effluent)	0.125–0.355 mm	Fibers (80%), fragments (33%), films (5%), foams (2%), & beads (1%)	Dissection microscope
Scotland 1 WWTP	Steel buckets used for sample collection	Collected samples filtered through steel sieves (65 µm) Filtrates were then washed using distilled H ₂ O	None	15.70 ± 5.23 (Influent), 0.25 ± 0.04 (effluent)	(8 MPs have sizes >5 mm)	430 MPs identified	Microscope + FTIR
Wastewater sludge (MPs/kg)							
Ireland 7 WWTPs		AD, TD, LS, and extraction with ZnCl	The sample was spiked with 50 HDPE and PVC particles	0.004.2–0.0015.4 MP/kg	250, 212, 63, and 45 µm	HDPE	SEM
Norway 8 WWTPs	Metal/ wooden spoon	Thermophilic anaerobic digestion	None	0.0017–0.0198	54–4987 µm	PE, PET, PP, PU, PA, PVC, PMMA	Stereo microscope + FTIR
China 1 WWTP	NA	Sample storage at –20 °C and density	None	2403 ± 0.0314	200–1000 µm	Fiber (62.5%), Shaft (14.9%), Film (14.0%),	Microscope + FTIR + SEM

Por exemplo, a descarga final do efluente nas dez maiores ETARs da Dinamarca contém 19-447 MPs/L, 1-30 MPs/L em três ETARs da Carolina do Sul, nos Estados Unidos da América, e 1-3 MPs/L no Reino Unido, sendo o polipropileno e o polietileno os tipos de polímeros predominantes (Blair *et al.*, 2019; Conley *et al.*, 2019; Simon *et al.*, 2018). Num estudo mais abrangente efetuado nos EUA, verificou-se que cerca de 90 amostras de águas residuais tratadas de 17 ETARs contém microplásticos na gama de 0,004-0,195 MP/L, sendo as fibras e os fragmentos os MP mais frequentemente observados (Mason *et al.*, 2016).

Além disso, alguns trabalhos relataram a deteção de MPs ao longo do sistema avançado de tratamento de águas residuais com uma concentração média de cerca de 700 MPs/L na água tratada com um tamanho dominante de <50 µm, tornando-os assim fontes importantes para o ambiente, ameaçando também a saúde humana (Mintenig *et al.*, 2017). Devido à sua pequena dimensão e grande superfície específica, os microplásticos estão biodisponíveis para uma vasta gama de organismos aquáticos e podem, por conseguinte, induzir efeitos tóxicos cujos impactos se podem propagar ao longo da cadeia trófica (Xu *et al.*, 2020). Os efeitos nocivos dos microplásticos nos organismos dependem das propriedades físico-químicas das partículas (tamanho, forma, revestimento da superfície) e da fase de desenvolvimento dos organismos.

Fenómenos climáticos como o escoamento de tempestades, as inundações e o vento levam à recolha e dispersão dos MP nos ecossistemas de água doce, sendo os rios considerados canais de transporte proeminentes que agravam a entrada de MP nos ecossistemas aquáticos.

No entanto, a maioria das ETAR tem uma elevada taxa de remoção de microplásticos, por exemplo, a ETAR de Bhandewadi na Índia (91,4 %) (Patil *et al.*, 2023), a ETAR doméstica de Karmiel em Israel (97 %) (Ben-David *et al.*, 2021) e a ETAR do Sul de Teerão no Irão (99,06 %) (Oveysy *et al.*, 2022). Apesar da eficiência de algumas ETARs, a carga de microplásticos na descarga final de efluentes nos ecossistemas recetores é ainda substancial. Por exemplo, seis ETARs em Guangzhou, na China, descarregam no rio das Pérolas cerca de $5,36 \times 10^6$ a $3,40 \times 10^9$ microplásticos por dia (Zou *et al.*, 2021), enquanto sete outras em Xiamen, na China, registaram uma descarga diária de $6,50 \times 10^8$ microplásticos na baía de Xiamen (Long *et al.*, 2019). A ETAR de Cabezo Beaza, em Espanha, liberta diariamente cerca de $6,7 \times 10^6$ microplásticos, o que corresponde a cerca de $2,45 \times 10^9$ por ano no meio recetor (Bayo *et al.*, 2020).

Os microplásticos removidos em várias unidades de tratamento nas ETARs são principalmente transportados e capturados nas lamas. Vollertsen e Hansen (2017) registaram que a concentração média de MPs nas lamas das principais ETARs da Dinamarca era de 169 partículas/kg, constituindo 0,7% das lamas secas. Mahon *et al.* (2017), na Irlanda, verificaram que o máximo de MPs (98%) presentes nas águas residuais recebidas estava presente nas lamas, com um intervalo de concentração de 4196-15.385 partículas/Kg de amostras desidratadas. Na Noruega, estima-se que uma quantidade superior a 500 mil milhões de MPs são descarregados anualmente nos habitats do solo circundante (Lusher *et al.*, 2017). Nomeadamente, em muitos países, as lamas, como subproduto das instalações de tratamento de águas residuais, são amplamente utilizadas como condicionador do solo e fertilizante. Por conseguinte, é crucial estudar a concentração de MPs nas lamas, uma vez que pode ter impactos negativos no ambiente.

1.2. Tratamentos e remoção de microplásticos em ETARs

As águas residuais são normalmente submetidas a quatro fases de tratamento: tratamento preliminar, primário, secundário e terciário ou avançado (Mojoudi *et al.*, 2018). Cada uma das fases de tratamento das ETAR e os componentes individuais de tratamento que constituem cada fase apresentam diferentes eficiências de remoção de microplásticos (Sheriff *et al.*, 2023).

O tratamento preliminar remove materiais que podem danificar ou suprimir a função dos processos a jusante, incluindo trapos, paus, materiais flutuantes, areia e gordura (Burton *et al.*, 2014). O tratamento preliminar baseia-se na remoção física de poluentes, e o tratamento primário baseia-se na remoção física e química de substâncias flutuantes e sedimentáveis (Miah *et al.*, 2012), enquanto a fase de tratamento secundário remove os contaminantes principalmente através de métodos biológicos (Hamidian *et al.*, 2016), utilizando uma variedade de organismos. O tratamento primário com malhas de filtro de 6 mm ou mais é aplicado para eliminar grandes partículas de detritos. O tratamento secundário é utilizado para eliminar substâncias orgânicas dissolvidas e suspensas e nutrientes, principalmente através da introdução de microrganismos em grandes tanques de arejamento (Mojoudi *et al.*, 2019). A segregação das lamas de águas residuais do efluente pós-tratamento pode ser facilitada em tanques de floculação e decantação antes da sua libertação nas zonas aquáticas próximas (Mason *et al.*, 2016). No tratamento terciário ou avançado, a água é desinfetada por tecnologias como a

radiação UV, a cloração, o ozono, entre outros. Atualmente, a ocorrência de microplásticos em amostras de afluentes e efluentes obtidos de ETAR tem sido utilizada por diferentes estudos para investigar as eficiências de remoção das diferentes estações de tratamento (Raju *et al.*, 2018).

A figura 4 indica o fluxo de MPs e a eficiência de remoção de acordo com a literatura durante o tratamento preliminar, primário, secundário e terciário (Sun *et al.*, 2019).

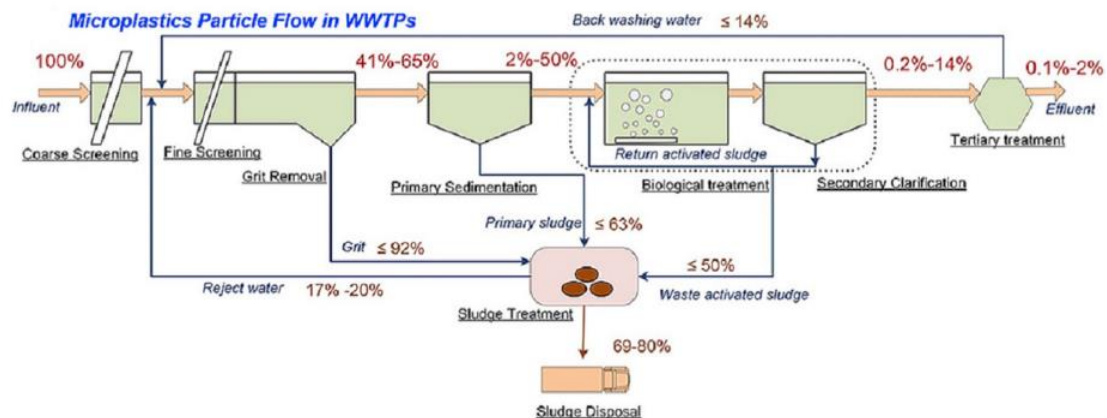


Figura 4 - Caudal e eficiência de remoção de MPs de acordo com a literatura, durante o tratamento preliminar, primário, secundário e terciário (Sun *et al.*, 2019)

1.2.1. Tratamento Preliminar e/ou primário

A fase de pré-tratamento está integrada na fase de tratamento primário em algumas ETARs, enquanto noutras pode ser separada. Os processos de tratamento preliminar e primário envolvem a filtragem grosseira e fina, a eliminação de gorduras, a decantação e a sedimentação primária (Hamidian *et al.*, 2021).

A taxa de remoção de microplásticos no pré-tratamento e no tratamento primário foi amplamente registada em diferentes regiões. Por exemplo, a taxa de remoção de microplásticos na fase preliminar registada em quatro ETARs de Guilin, na China, situa-se entre 41,2 % e 47,1 % (Zhang *et al.*, 2021). Três ETARs na Coreia do Sul, designadas por ETAR-A, ETAR-B e ETAR-C, registaram taxas de remoção de microplásticos de 69,52%, 74,76% e 58,62%, respetivamente, após filtragem e decantação primária (Kwon *et al.*, 2022). Além disso, foi registada uma taxa de remoção de microplásticos mais elevada (77,99%) na fase primária da estação de tratamento de águas residuais de Bhandewadi, na Índia, em comparação com 6,22% e 2,39% para os tratamentos

secundário e terciário, respetivamente (Patil *et al.*, 2023). Do mesmo modo, o processo de tratamento primário numa ETAR em Hefei, na China, também registou uma taxa de remoção de microplásticos que variou entre 62,9 - 70,4 %, muito superior à variação dos tratamentos secundário (55,6 - 57,5 %) e terciário (34,6 - 44,9 %) (Meng *et al.*, 2023). Foram também registadas eficiências relativamente elevadas de remoção de microplásticos na fase primária de 59,53% (ETAR1) e 53,38% (ETAR2) em duas ETARs rurais na China (Long *et al.*, 2022). No entanto, uma ETAR convencional na Tailândia só conseguiu remover 35,34% dos microplásticos no tratamento primário (Tadsuwan & Babel, 2021).

A remoção de microplásticos no tratamento primário é, no entanto, bastante influenciada pelo grau de meteorização ou envelhecimento dos microplásticos presentes nas águas residuais.

1.2.2. Tratamento Secundário

A fase de tratamento secundário (tratamento biológico) remove a matéria orgânica dissolvida, bem como os sólidos suspensos nas águas residuais, utilizando processos aeróbios ou anaeróbios (Prajapati *et al.*, 2021; Nandakumar *et al.*, 2022). Neste caso, a degradação microbiana aeróbia (tanque de arejamento) em conjunto com um clarificador secundário é a configuração mais utilizada. A taxa de remoção de microplásticos na fase de tratamento secundário varia muito, sendo a eficiência da remoção maioritariamente dependente do estudo.

Após um ano de funcionamento, uma ETAR na região sudoeste de Espanha registou uma concentração média de microplásticos de $1,90 \pm 0,38$ MPs/L na fase de tratamento secundário, em comparação com a concentração do afluente de $16,1 \pm 3,3$ MPs/L (Menéndez-Manjon *et al.*, 2022). Além disso, o processo de tratamento biológico em duas ETARs chinesas, designadas ETAR B e ETAR C, apresentou eficiências de remoção de microplásticos de 95,2% e 86,9%, respetivamente, o que sugere a eficácia das unidades de tratamento secundário (unidades de tratamento biológico) (Jiang *et al.*, 2022). O tratamento secundário numa ETAR municipal na China tinha uma taxa de remoção de microplásticos estimada em 85,6 % (Dong *et al.*, 2022). Uma instalação de tratamento de águas residuais (denominada ETAR P) em Nanjing, na China, que utiliza a tecnologia de lamas ativadas cíclicas como fase de tratamento secundário, atingiu uma taxa de remoção de microplásticos de 70,95% apenas na fase de tratamento secundário (Yuan *et al.*, 2021).

Contudo os resultados dos estudos sobre a remoção de microplásticos durante o tratamento secundário são inconsistentes. Este facto pode ser parcialmente atribuído às diferentes conceções e tecnologias de tratamento. Curiosamente, alguns estudos registaram um aumento da abundância de microplásticos após o tratamento secundário. Por exemplo, nas ETARs de Nenainniemi, na Finlândia, registou-se um aumento de cerca de 4 vezes na concentração de microplásticos após o tratamento secundário (de 3 MPs L⁻¹ após sedimentação primária para 13 MPs L⁻¹ após arejamento e sedimentação secundária) (Salmi *et al.*, 2021).

A principal via de remoção de microplásticos durante a fase de tratamento secundário é a sedimentação de microplásticos e de microplásticos envolvidos em lamas ativadas (Long *et al.*, 2022). As características dos microplásticos nas águas residuais também podem influenciar a sua remoção durante o tratamento secundário (Long *et al.*, 2019; Reddy & Nair, 2022). Do mesmo modo, as propriedades biológicas e químicas das águas residuais também desempenham um papel fundamental na remoção dos microplásticos durante o tratamento secundário, especialmente através do tratamento por lamas ativadas (Reddy & Nair, 2022). Outro fator que também influencia na remoção de microplásticos é a sua densidade, especialmente no processo de lamas ativadas (Reddy & Nair, 2022).

1.2.3. Tratamento Terciário

O tratamento terciário, também conhecido como tratamento avançado, é a fase final do tratamento de águas residuais. Esta fase remove nutrientes, microrganismos (maioritariamente não funcionais) e outros micropoluentes que não são completamente removidos nas fases primária e secundária (Reddy & Nair, 2022; Nandakumar *et al.*, 2022; Conesa & Ortuño, 2022). O tratamento terciário é necessário em casos críticos, tais como quando o efluente é descarregado em áreas ecologicamente sensíveis (por exemplo, massas de água pristinas) ou reutilizado na irrigação agrícola (Bilgin *et al.*, 2020; Conesa & Ortuño, 2022). O tratamento terciário utiliza métodos de coagulação e tecnologias de filtração, tais como filtros de disco, filtros rápidos de areia e filtração por membrana no tratamento avançado de águas residuais (Fernandez *et al.*, 2022; Bilgin *et al.*, 2020; Reddy & Nair, 2022; Nandakumar *et al.*, 2022). As tecnologias de tratamento terciário são geralmente seguidas de desinfecção com cloro, ozono ou desinfecção UV (Conesa & Ortuño, 2022), que permitem que o efluente final cumpra as normas de descarga ou reutilização exigidas.

Tal como tem sido amplamente referido para o tratamento primário e secundário, a taxa de remoção de microplásticos no tratamento terciário também tem apresentado resultados inconsistentes (fig. 5).

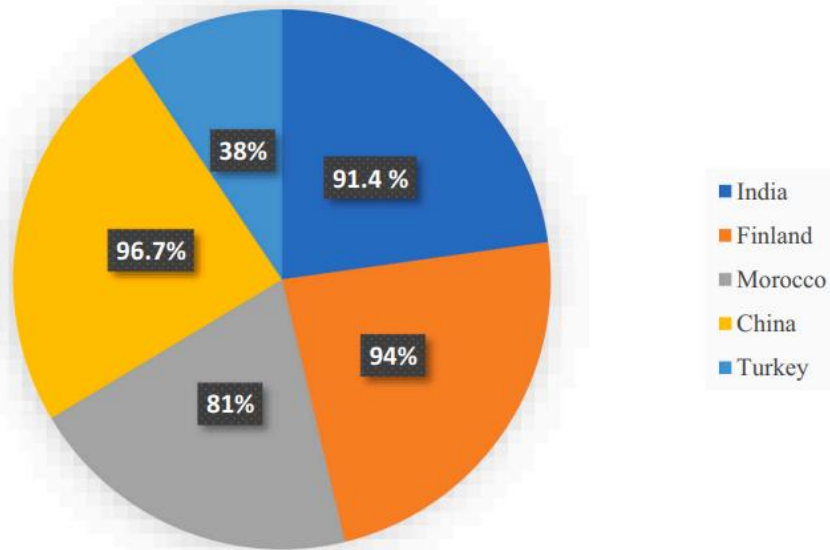


Figura 5 - Eficiência da remoção de microplásticos nas ETAR terciárias de alguns países selecionados (adaptado de Sheriff *et al.*, 2023)

Uma ETAR na Finlândia equipada com um filtro de discos como tratamento terciário captou 94% dos microplásticos (Salmi *et al.*, 2021), o que é semelhante ao desempenho de uma estação de tratamento terciário na Índia com uma taxa global de remoção de microplásticos de 91,4% (Patil *et al.*, 2023). A ETAR de Aourir e a ETAR de M'zar em Marrocos, cada uma com tratamento terciário, registaram taxas de remoção de microplásticos de 72% e 81%, respetivamente (Hajji *et al.*, 2023), enquanto uma ETAR terciária com tratamento avançado em Hefei, na China, obteve uma taxa global de remoção de microplásticos de 87,7% e 83,5% nos períodos de amostragem em tempo seco e chuvoso, respetivamente (Meng *et al.*, 2023). Outra ETAR em Guiyang, na China, com três processos distintos, cada um com uma fase terciária para além de uma fase de zona húmida, foi monitorizada por Zhang *et al.* (2019) quanto à sua taxa de remoção de microplásticos. Este estudo concluiu que a taxa global de remoção de microplásticos era de 84,6 %, apesar de as águas residuais terem passado por processos de tratamento com um tratamento adicional em zonas húmidas.

Além disso, vários estudos apontam para que algumas ETAR com apenas tratamentos primários e secundários tenham taxas de remoção de microplásticos superiores ou mais

elevadas do que as que têm uma fase adicional de tratamento terciário. Por exemplo, uma estação de tratamento secundário no Irão tem uma taxa global de remoção de microplásticos de 98,7 % (Sharifi *et al.*, 2023). Três ETARs na Turquia, uma com tratamento terciário e duas com tratamentos secundários, foram examinadas quanto à sua remoção de microplásticos. A ETAR de Karaduvar, com uma fase de tratamento terciário, atingiu uma taxa de remoção de microplásticos de 38%, enquanto as ETARs de Silifke e Tarsus, cada uma com um tratamento secundário, atingiram taxas de remoção de microplásticos de 58% e 78%, respetivamente. Neste estudo, a ETAR secundária tem uma melhor eficiência de remoção de microplásticos do que a ETAR terciária (Akarsu *et al.*, 2020). Também o tratamento terciário, por exemplo, não foi eficiente na remoção de microplásticos nas águas residuais da ETAR de Karmiel, em Israel (Ben-David *et al.*, 2021).

1.3. Propriedades dos microplásticos em afluentes e efluentes de ETARs

Os MP chegam às ETARs provenientes de diferentes fontes e diferem em termos de tipos de polímeros, formas, tamanhos e cores, como mostra a figura 6.

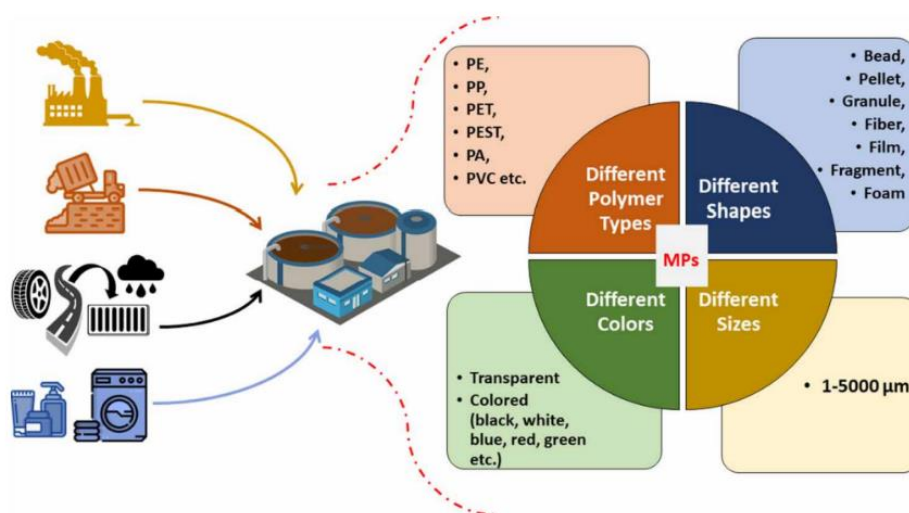


Figura 6 - Tipos de polímeros, formas, tamanhos e cores dos MPs nas ETARs (PA: poliamida, PE: polietileno, PEST: poliéster, PET: tereftalato de polietileno, PP: polipropileno, PVC: policloreto de vinilo) (Acarer *et al.*, 2023)

1.3.1. Tipos de polímeros de MPs em afluentes e efluentes de ETARs

As estações de tratamento de águas residuais domésticas contêm predominantemente microplásticos PA, PET e PEST libertados da roupa como resultado da lavagem doméstica (Gündoğdu *et al.*, 2018; Yang *et al.*, 2019; Franco *et al.*, 2021). Além disso, PE, PP, PS e PVC estão entre os principais polímeros encontrados nas ETAR domésticas (Ziajahromi *et al.*, 2017; Gündoğdu *et al.*, 2018; Long *et al.*, 2019; Yang *et al.*, 2019; Alavian Petroody *et al.*, 2020; Franco *et al.*, 2021). Foi relatado que polímeros como o ftalato de dialilo (DAP), a policaprolactona (PCL) e o acrilonitrilo estireno acrilato (ASA) são encontrados em ETAR industriais, ao contrário das ETAR domésticas, devido às suas propriedades superiores (como estabilidade e resistência a solventes e óleo) em aplicações industriais (Franco *et al.*, 2021). Kim & Park (2021) referiram que as espécies de MP que chegam à estação de tratamento podem estar relacionadas com a densidade, bem como com a matéria-prima do MP. Indicaram também que as partículas de MP com menor densidade (como o PE e o PP) chegam em maior número à ETAR que estudaram porque tendem a sedimentar-se menos desde a fonte até chegarem à ETAR (Kim & Park, 2021).

1.3.2. Forma dos MPs em afluentes e efluentes de ETARs

Os MPs podem ser encontrados nas águas residuais em diferentes morfologias, como esféricas (esferas, pellets, grânulos), linhas (filamentos, fibras), filmes, fragmentos e espumas (Paul-Pont *et al.*, 2018). Muitos investigadores referiram que a morfologia predominante dos MP nas ETAR é especialmente a das fibras (Ziajahromi *et al.*, 2017; Conley *et al.*, 2019; Long *et al.*, 2019; Franco *et al.*, 2021). Lage verificou que as fibras eram o tipo predominante de MP em amostras retiradas do afluente e efluente de quatro estações de tratamento diferentes na Noruega (Lage, 2019). No estudo realizado por Gündoğdu *et al.*, (2018), verificou-se que as fibras são o tipo dominante no afluente e no efluente de duas ETAR diferentes na Turquia, sendo que 44,4 e 86,5% dos MP à saída das estações de tratamento apresentam uma estrutura fibrosa. Da mesma forma, Conley *et al.* (2019) verificaram que a eficiência de remoção de micropartículas variou de 88,8 a 98,4% em três estações de tratamento diferentes, enquanto a eficiência de remoção de fibras foi menor (83,7-97,2%). O excesso no número de microfibras no efluente das ETARs também é uma indicação de que as microfibras não são removidas de forma muito eficaz (Conley *et al.*, 2019).

1.3.3. Cores dos MPs nos afluentes e efluentes de ETARs

Para aumentar a atratividade dos produtos de plástico para consumo e melhorar o seu desempenho, são utilizados corantes e pigmentos durante a produção (Xu *et al.*, 2020). A presença de MPs de cores diferentes na água é uma indicação de que os MPs são misturados no ambiente aquático a partir de diferentes fontes. A presença de MPs transparentes ou coloridos (branco, preto, azul, verde, vermelho, amarelo e outras cores) em estações de tratamento e ambientes aquáticos foi relatada por muitos investigadores (Lage, 2019; Martí *et al.*, 2020; Montoto-Martínez *et al.*, 2020; Dey *et al.*, 2021; Van Do *et al.*, 2022). Embora se considere insignificante, tendo em conta o facto de não ser possível determinar o efeito do fator cor na eficiência de remoção dos MP, os corantes nos MP têm um efeito tóxico nos organismos aquáticos. Há também estudos que demonstram que as superfícies de MPs coloridas podem conter compostos nocivos, como metais pesados e poluentes orgânicos persistentes (Xu *et al.*, 2019). Uma vez que os MP coloridos ou transparentes libertados pelas ETAR são semelhantes aos alimentos, a ingestão por organismos no ambiente aquático acumula-se nos seus corpos e acaba por chegar aos seres humanos através da cadeia alimentar (Vivekanand *et al.*, 2021; Sun *et al.*, 2022).

1.3.4. Tamanho de MPs em afluentes e efluentes de ETARs

As dimensões dos MPs no efluente e no efluente das ETARs podem situar-se ao nível dos MPs grandes (1-5 mm) e dos MPs pequenos (1 µm-1 mm), contudo não se pode generalizar que a maioria das dimensões dos MPs descarregados das ETARs para o meio aquático pertençam a MPs grandes ou pequenos. Os métodos/tecnologias de tratamento utilizados nas ETAR e a fragmentação dos MP nas ETAR durante o processo de tratamento afetam o tamanho dos MP descarregados no ambiente aquático. Num estudo, verificou-se que, para os MP examinados na gama de 100-5000 µm, os pequenos MP na gama de 355-100 µm no afluente da ETAR correspondem a 53,95% do total de MP, enquanto correspondem a 71,81% no efluente (Franco *et al.*, 2021). Os investigadores associaram este facto a uma melhor remoção dos MPs maiores na ETAR e à fragmentação dos MPs em fragmentos mais pequenos durante o transporte (Franco *et al.*, 2021). Da mesma forma, Alavian Petroody *et al.* (2020) relataram que tanto as fibras quanto as partículas de MPs com tamanho de 500 µm exibem maior eficiência de remoção no tanque de decantação primário em comparação com MPs na faixa de 300-37 µm.

1.4. Propriedades dos microplásticos em lamas de ETARs

Os MPs nas ETARs são retidos em grandes quantidades nas lamas do tanque de decantação primária (Lee & Kim, 2018), nas lamas do tanque de decantação secundária (Lv *et al.*, 2019; Pittura *et al.*, 2021) e nas lamas de membrana (Lares *et al.*, 2018; Lv *et al.*, 2019). O número de MP nas lamas de ETAR varia consoante as características das águas residuais que chegam à ETAR, a capacidade da ETAR e as diferentes tecnologias de tratamento aplicadas na estação de tratamento (Lares *et al.*, 2018; Lee & Kim, 2018; Lage, 2019; Lv *et al.*, 2019), a quantidade de lamas que saem da ETAR e os diferentes processos aplicados às lamas (Lares *et al.*, 2018; Edo *et al.*, 2020; Harley-Nyang *et al.*, 2022).

Considerando que toneladas de lamas saem das ETARs, uma quantidade significativa de MP é libertada para o ambiente com a utilização de lamas com elevado teor de MP como fertilizante em áreas agrícolas e uma gestão inadequada. Magni *et al.* (2019) comunicaram 113 ± 57 MPs/g (peso seco) de MP nas lamas ativadas recicladas de uma ETAR em Itália e estimaram que $3,4 \times 10^9$ MPs se acumularam por dia nas lamas desta estação, a partir das quais foram produzidas 30 toneladas/dia de lamas. Ren *et al.* (2020) indicaram que a concentração de MP nas lamas desidratadas e secas numa ETAR de 300 000 m³ /dia na China era de $2,92 \times 10^3$ MP/kg e que $3,15 \times 10^8$ MP seriam libertados para o ambiente a partir de uma ETAR que produzisse 108 toneladas de lamas por dia.

1.4.1. Tipos de polímeros de MPs em lamas de ETARs

Uma vez que o tipo de polímero dos MPs é um fator que afeta diretamente a densidade dos MPs, este afeta a precipitação dos MPs nas ETARs e a sua deposição nas lamas. Estudos mostraram que os microplásticos PEST's (Lares *et al.*, 2018; Kazour *et al.*, 2019; Pittura *et al.*, 2021; Harley-Nyang *et al.*, 2022; Menéndez-Manjón *et al.*, 2022), PS (Kazour *et al.*, 2019; Menéndez-Manjón *et al.*, 2022) e PA (Lares *et al.*, 2018; Kazour *et al.*, 2019) se acumulam mais nas lamas das ETARs devido às suas altas densidades. Por outro lado, há informações na literatura de que MPs de menor densidade, como PE (Lares *et al.*, 2018; Pittura *et al.*, 2021; Harley-Nyang *et al.*, 2022) e PP (Kazour *et al.*, 2019; Magni *et al.*, 2019; Pittura *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2021a), também são encontrados nas lamas de ETAR. Menéndez-Manjón *et al.* (2022) verificaram que, após

o tratamento secundário e terciário das águas residuais de uma ETAR em Espanha, os tipos de MP predominantes nas águas residuais eram especificamente o PE e o PP, enquanto os tipos de MP de alta densidade PET, PS e PA predominavam na mistura de lamas desidratadas do tratamento secundário e terciário.

1.4.2. Forma dos MPs nas lamas de ETARs

Em estudos realizados em diferentes ETARs à escala global, foi observado que uma quantidade significativa de MPs na forma de fibras (Gies *et al.*, 2018; Lee & Kim 2018; Kazour *et al.*, 2019; Lage, 2019; Lv *et al.*, 2019; Ziajahromi *et al.*, 2021) e fragmentos (Gies *et al.*, 2018; Lee & Kim 2018; Lv *et al.*, 2019; Magni *et al.*, 2019; Ren *et al.*, 2020) é encontrada nas lamas. Pittura *et al.* (2021) relataram que enquanto a percentagem de microfibras e micropartículas na entrada da ETAR mostrou uma distribuição quase igual, a percentagem de micropartículas nas lamas primárias, lamas residuais arejadas e lamas desidratadas aumentou para 70, 80 e 80%, respetivamente. Além disso, observaram que os microplásticos do tipo fragmento constituíam a forma dominante de MP em todas as amostras. Por outro lado, os MPs em forma de fibra, que chegam às ETARs como resultado da lavagem de roupas sintéticas e são encontrados mesmo no efluente da ETAR, também se acumulam nas lamas. Por exemplo, Lares *et al.* (2018), na sua análise de lamas ativadas, lamas digeridas e lamas de bioreator de membrana, determinaram que os MP do tipo fibra constituem aproximadamente 94,3, 94,2 e 88,2% do total de MP, respetivamente. Tadsuwan & Babel (2021) constataram que, na amostra de lamas recolhida do clarificador final após o tratamento secundário numa ETAR na Tailândia, a forma dominante de MP eram as fibras (53%), seguida de filmes (29%) e fragmentos.

1.4.3. Tamanhos dos MPs nas lamas de ETARs

Em estudos que examinaram o tamanho dos MPs em lamas de ETAR, verificou-se que os MPs com um tamanho inferior a 1 mm eram dominantes em geral (Lares *et al.*, 2018; Kazour *et al.*, 2019; Magni *et al.*, 2019; Ren *et al.*, 2020; Pittura *et al.*, 2021). Foi determinado por vários investigadores que os MP mais pequenos do que 0,5 mm são muito mais abundantes nas lamas das ETARs (Kazour *et al.*, 2019; Magni *et al.*, 2019; Tadsuwan & Babel 2021; Harley-Nyang *et al.*, 2022). Geralmente, a ausência de MP de grandes dimensões nas lamas das ETAR deve-se também às filtrações grosseiras e

finas utilizadas no pré-tratamento das águas residuais, tipicamente com tamanhos de fenda de 6-150 mm e < 6 mm, respetivamente (Carr *et al.*, 2016; Liu *et al.*, 2019b). Lares *et al.* (2018) examinaram MPs em lamas ativadas, lamas digeridas e lamas de bioreator de membrana nas gamas de tamanho de < 0,25 a 5 mm e verificaram que os MPs na gama de 0,25-1 mm eram predominantes nas três amostras de lamas diferentes. Zhang *et al.* (2021a) observaram que nas lamas da ETAR que continham 12,73 MP/g, os MP eram dominantes na gama de 0,9-0,45 mm, correspondendo os MP nesta gama de tamanhos a 7,76 MP/g.

1.5. Destino ambiental dos microplásticos

Uma vez que os microplásticos chegam aos corpos de água, estes têm como destino final o oceano. Estima-se que cerca de 70% do lixo marinho é depositado nos sedimentos no fundo do oceano. Dos restantes 30%, 15% flutua na superfície do mar e 15% encontram-se em zonas costeiras. Dado que a maior parte dos microplásticos são mais leves do que a água do mar e flutuam à superfície, o padrão espacial mais extenso dos microplásticos à superfície do mar é a sua acumulação em giros oceânicos subtropicais de grande escala, onde as correntes convergentes à superfície do oceano concentram e retêm os detritos durante longos períodos de tempo (Wu *et al.*, 2019).

Num estudo realizado por Cozar *et al.* (2014) foi estimado um intervalo de carga total de microplásticos de 7 – 35 mil toneladas na camada superficial do oceano em todo o mundo. As principais perdas de pequenos plásticos na superfície da água do mar foram determinadas através da medição da distribuição do tamanho dos microplásticos em diferentes locais do mundo. Reisser *et al.* (2015) estudaram a distribuição vertical de microplásticos na coluna de água e explicaram uma fração deste plástico “em falta” sob a camada superficial amostrada (0 – 0.5 m). Salientaram também que a mistura vertical pode afetar a distribuição do tamanho dos microplásticos que flutuam à superfície, uma vez que os plásticos mais pequenos são mais suscetíveis ao transporte vertical. Para além de se acumularem nos giros oceânicos e nos sedimentos de águas pouco profundas, os sedimentos e os organismos de águas profundas são um potencial reservatório de microplásticos, acabando por explicar a fração em falta (Pinheiro *et al.*, 2023). Woodall *et al.* (2014) descobriram que as fibras são até quatro vezes mais abundantes (por unidade de volume) nos sedimentos do que na água do mar de superfície do Oceano Atlântico, no Mar Mediterrâneo e no Oceano Índico. Obbard *et al.*

(2014) sugeriram que o gelo marinho polar pode também representar um importante foco global de microplásticos.

Os processos de meteorização, incluindo a fotoxidação, a degradação oxidativa e hidrolítica e os processos de biodegradação podem afetar bastante o destino dos resíduos plásticos no ambiente aquático. Estes processos fragmentam os plásticos em partículas mais pequenas e alteram simultaneamente o estado dos microplásticos e os seus comportamentos hidrodinâmicos. A hétero-agregação e a formação de biofilme também desempenham papéis importantes na determinação do destino dos microplásticos na água. Estes podem causar um aumento da densidade dos microplásticos e uma diminuição da sua flutuabilidade. Os microplásticos mais pequenos tendem a atingir uma densidade de precipitação significativa de forma mais rápida. Uma densidade superior à da água indica sedimentação, dado que a taxa de afundamento reflete o tamanho e densidade das partículas (Lagarde *et al.*, 2016; Chubarenko *et al.*, 2016). A formação de biofilme pode fazer com que os microplásticos se tornem pegajosos devido à matriz de substâncias poliméricas extracelulares, promovendo a formação de agregados destas micropartículas. Além disso o transporte descendente de microplásticos pode ser aumentado devido à descarga de granulados fecais de zooplâncton (Cole *et al.*, 2016).

É importante considerar os focos temporários e permanentes de microplásticos. Os possíveis sumidouros de microplásticos incluem a fragmentação, a sedimentação, a deposição na costa e a ingestão por organismos. Estes sumidouros são dinâmicos, de modo que os microplásticos podem ficar retidos nos sedimentos durante um longo período de tempo. (Law *et al.*, 2010). Afetados pelas ações das ondas, pelas correntes ou pela bioturbação, bem como outras perturbações, os MP aprisionados podem ser mais facilmente ressuspensos dos sedimentos, em comparação com detritos plásticos de maiores dimensões, devido ao seu tamanho mais pequeno e à sua densidade mais baixa comparando com os sedimentos naturais. Ingeridos pelos organismos, os microplásticos podem ser excretados como resíduos ou retidos/translocados para os tecidos, efetuando uma transformação trófica e acumulando-se na cadeia alimentar ou em organismos de níveis tróficos superiores (Kerkshaw & Rochman, 2015).

1.6. Enquadramento legal

Em outubro de 2022 a Comissão Europeia apresentou uma proposta de revisão da DARU (Diretiva 91/271/CEE do Conselho Europeu, de 21 de maio de 1991). É uma

proposta ousada, com um nível de ambição e de proteção das massas de água muito elevado, em linha com os objetivos preconizados na DQA e no Pacto Verde Europeu.

Globalmente, a Diretiva de 1991 foi bem aplicada em todos os Estados-Membros. No entanto, após mais de 30 anos de existência, necessitou de uma revisão geral para ter em conta novas fontes de poluição urbana, que se tornaram agora mais dominantes (cidades mais pequenas, instalações descentralizadas ou águas pluviais). Surgiram também novos poluentes, incluindo microplásticos ou micropoluentes (tais como produtos farmacêuticos ou cosméticos).

Esta diretiva revista reforçará substancialmente a proteção da saúde humana e do ambiente contra descargas nocivas de águas residuais urbanas. Contribuirá para que os europeus possam usufruir de rios, lagos, águas subterrâneas e mares mais limpos, tornando simultaneamente o tratamento das águas residuais mais eficaz em termos de custos. A fim de tirar maior partido das águas residuais enquanto recurso, propõe-se que o setor se torne energeticamente neutro até 2040 e que a qualidade das lamas seja melhorada, a fim de permitir uma maior reutilização e contribuir para uma economia mais circular. Diversas melhorias contribuirão para proteger a saúde e o ambiente, tais como obrigações no sentido de recuperar os nutrientes das águas residuais, novas normas para os micropoluentes e novos requisitos de monitorização para os microplásticos.

Assim sendo, foi possível definir os objetivos deste estudo, que se encontram descritos no ponto 1.7.

1.7. Objetivos

O presente trabalho tem como objetivos: (1) identificar e quantificar a presença de microplásticos nas diferentes fases de tratamento da ETAR de Gaia Litoral, (2) avaliar as melhores estratégias para minimizar a libertação de MP provenientes de ETARs para o meio ambiente e (3) caso se revele necessário, sugerir medidas para otimizar a remoção de microplásticos no processo de tratamento da ETAR, enquadrada na nova regulamentação Europeia de revisão da DARU.

2. Materiais e Métodos

2.1. Estação de Tratamento de Águas Residuais de Gaia Litoral

A Estação de Tratamento de Águas Residuais de Gaia Litoral, ETAR de Gaia Litoral, é um local de tratamento biológico por lamas ativadas em regime de arejamento convencional de afluentes domésticos e industriais que descarrega o seu efluente para o Oceano Atlântico. Foi construída entre 2001 e 2003, custando cerca de 24 milhões de euros sendo a terceira maior ETAR portuguesa. Existem vários departamentos anexados à ETAR, nos quais se destaca o departamento de Exploração, onde se efetuam as análises diárias aos vários componentes da ETAR de maneira a manter as descargas dentro dos valores legislados.

O processo de tratamento inicia-se com a entrada da água bruta na ETAR, sendo levada para o pré-tratamento que consiste numa gradagem, de maneira a remover sólidos de dimensões consideráveis, como, por exemplo, ramos de árvores, pensos higiénicos ou fragmentos de plástico, que possam estar presentes no afluente. Os gradados são posteriormente armazenados e recolhidos por uma empresa licenciada para tal. O afluente segue depois para o tratamento primário, constituído pelo Sedipac™ 3D, onde se removem vários compostos em diferentes fases: as areias por desarenamento (através de difusão de ar comprimido), gorduras por desengorduramento (através de flotação) e sólidos de pequenas dimensões por decantação lamelar acelerada. As areias e gorduras são também armazenadas e recolhidas por uma empresa licenciada para tal. Deste tratamento resultam também as lamas primárias, produto da matéria suspensa decantada, que são conduzidas para o espessador. O afluente segue o seu percurso para o tratamento secundário, composto por tratamento biológico e posterior decantação secundária. Neste tratamento, diversos microrganismos presentes nos reatores biológicos decompõem a matéria orgânica e outros compostos orgânicos e/ou inorgânicos ainda presentes na água bruta. Eliminam assim poluições coloidais, carbonáceas, azotadas e provenientes de fósforo. Existem 4 reatores biológicos projetados para funcionamento normal em média carga embora a ETAR tenha previsto um bypass ao tratamento primário para funcionamento em arejamento prolongado. A biomassa que cresce em excesso é retirada como lama biológica para o flotador. Na decantação secundária, dois eventos são realizados: a concentração de células adequada para a realização dos processos biológicos é mantida e a clarificação da água tratada é assegurada. A maior parte da lama biológica é recirculada para os reatores para manter uma concentração de biomassa adequada no tratamento biológico. A água

tratada final, também designada de efluente final, é descarregada num exutor a 30 metros de profundidade e 2 quilómetros de distância da zona costeira da Madalena. A ETAR trata neste momento cerca de 66.700m³/dia. O tratamento terciário tem capacidade para tratar 200 m³/hora, mas apenas é utilizado internamente na ETAR uma pequena parte dessa capacidade. Entretanto, as lamas primárias concentradas no espessador e lamas biológicas concentradas no flotador são misturadas num tanque de lama mista antes de alimentarem a etapa de digestão anaeróbia. Da etapa de digestão anaeróbia resultam lamas digeridas que são desidratadas mecanicamente antes de serem enviadas para compostagem e biogás que é produzido através da eliminação de matéria volátil no digestor. Este biogás serve de combustível para um cogeração que produz eletricidade para consumo interno. Este processo permite atualmente atingir uma autossuficiência de 70 % de consumo de energia na ETAR (Memória Descritiva – ETAR Gaia Litoral, 2020). A figura 7 representa o trajeto do efluente na ETAR Gaia Litoral.

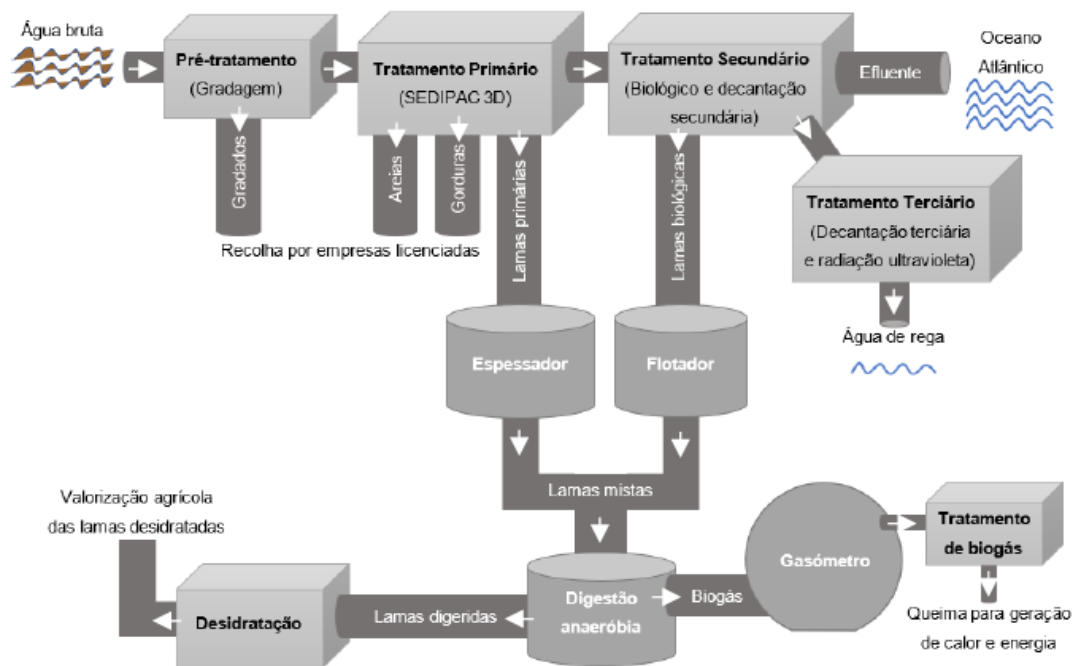


Figura 7 - Esquema representativo das fases de tratamento de água residual da ETAR de Gaia Litoral (evidenciando vários processos inerentes)

2.2. Amostragem preliminar e otimização de metodologias

De modo a padronizar os protocolos a utilizar na amostragem e no tratamento das amostras de água residual e lamas da ETAR de Gaia Litoral, foi necessária a realização de uma amostragem preliminar. Esta consistiu na recolha de amostras compostas,

durante o dia 5/12/2023, de 1.5 L de afluente, 1.5 L de água à saída do SEDIPAC, 1,5 L de efluente (este apenas recolhido na manhã do dia 6/12), bem como 0,5 Kg de lamas primárias (decantadas) e de lamas secundárias (flotadas) e 1 Kg de lama desidratada. As amostras foram depois congeladas a -20°C.

Devido há possibilidade de uma colaboração externa com o Instituto Português do Mar e da Atmosfera de Algés, foi possível realizar esta padronização nas instalações do IPMA-Algés com a ajuda da Dr.^a Clara Lopes, Técnica Superior nesta instituição e especialista em microplásticos. Durante a semana de trabalho no IPMA foram realizadas várias otimizações de diferentes metodologias para o tratamento das amostras de águas residuais bem como das lamas (digestão das amostras com KOH, separação por densidade utilizando NaCl e digestão das amostras com H₂O₂).

As metodologias que foram utilizadas para amostragem e tratamento das amostras estão descritas nos pontos 2.4 e 2.5.

2.2. 1ª Amostragem – Época húmida

Após a elaboração dos protocolos experimentais, foi possível proceder à realização da primeira amostragem, que decorreu durante a semana de 19 a 25 de fevereiro, 7 dias consecutivos, de forma a incluir dias da semana e fim-de-semana.

Foram recolhidas amostras compostas de 1L de afluente, 1L de água à saída do SEDIPAC e 1L de efluente (sendo este apenas recolhido na manhã do dia seguinte). O amostrador automático recolhe as amostras de 30 em 30 minutos. No que diz respeito às lamas, foram recolhidas amostras de 5 gramas de lama secundária (flotada) e lama desidratada. As amostras de lama foram depois congeladas a -20°C até análise.

Importante salientar que nesta amostragem a ETAR encontrava-se com obras nas suas instalações, estando por isso sem o processo de gradagem e sem canalização de lama primária (decantada), sendo impossível a amostragem deste tipo de lama.

2.3. 2ª Amostragem – Época seca

Esta segunda amostragem foi realizada nos dias 9 a 12 de maio. Foram recolhidas amostras compostas de 1L de afluente, 1L de água à saída do SEDIPAC e 1L de efluente (sendo este apenas recolhido na manhã do dia seguinte). No que diz respeito às lamas, foram recolhidas amostras de 5 gramas de lama primária (decantada), lama

secundária (flotada) e lama desidratada. As amostras de lamas foram depois congeladas a -20°C até análise.

Importante referir que durante esta amostragem a ETAR já se encontrava com o processo de gradagem funcional, contudo a amostragem de lama primária (decantada) continuou impossibilitada.

2.4. Separação de microplásticos em amostras de água residual

De modo a proceder ao tratamento das amostras de água residual, foram filtrados 250 ml de amostra para filtros de 20 µm com recurso a um sistema de filtração a vácuo (processo realizado 3 vezes para cada ponto de tratamento amostrado). Após filtração, foi adicionado H₂O₂ 30% (peróxido de hidrogénio) aos filtros de modo a digerir a matéria orgânica da amostra. De seguida, e quando a amostra já se encontrar digerida, procedeu-se a nova filtração (lavando com H₂O ultrapura). Por fim os filtros foram colocados em caixas de Petri para posterior análise à lupa.

2.5. Extração de microplásticos em amostras de sedimentos (lamas)

De forma a proceder ao tratamento das lamas, procedeu-se à liofilização das amostras para secar o sedimento sem degradar os microplásticos. Após as amostras estarem liofilizadas, foi pesado 1g de amostra para um copo de vidro limpo e seco e adicionado 30 ml de H₂O₂ 30%. A amostra em seguida é agitada com recurso a uma vareta de vidro e depois colocada na estufa a 60°C durante 12 horas. Após retirar a amostra da estufa procede-se à filtração da amostra em 5 filtros de 20 µm, lavando posteriormente com água ultrapura. Os filtros são depois colocados em caixas de Petri para posterior análise à lupa.

2.6. Observação das amostras na lupa

Após realização do tratamento das amostras procedeu-se à observação das mesmas com recurso a uma lupa binocular (Nikon SMZ1000), de modo a ser possível realizar a caracterização física dos microplásticos presentes nas amostras. Esta caracterização consistiu em identificar a cor, a forma e o tamanho dos microplásticos. Importante referir que foi necessário calibrar a régua de medição presente na ocular da lupa, com recurso

a papel milimétrico, de forma a ser possível realizar a medição das partículas de plástico. Cada divisão mais pequena da régua corresponde a 50 μm .

2.7. Controlo e minimização da contaminação das amostras

Com o objetivo de minimizar a contaminação das amostras, procedeu-se à lavagem prévia dos materiais a utilizar com água destilada e também, sempre que possível, o tempo de exposição das amostras ao ar foi reduzido.

Foram também realizados dois brancos de processamento em simultâneo com as amostras ambientais, um antes de começar as filtrações e outro após serem efetuadas todas as filtrações. Estes são preparados filtrando 250 ml de água destilada para um filtro de 20 μm , adicionando H_2O_2 30% e filtrado novamente, com uma posterior lavagem com água destilada. Com estes dois controlos é possível estimar a contaminação das amostras quando realizadas as filtrações.

Foram também utilizados dois filtros-controlo, direito e esquerdo, durante o processo de identificação e isolamento dos microplásticos à lupa. Este controlo permite obter uma perceção da contaminação quando realizadas observações à lupa.

2.8. Análise Estatística

Os dados obtidos foram analisados através do software SPSS versão 29.0 (IBM Corporation, Armonk, NY, EUA). Todos os dados foram testados quanto à sua homogeneidade de variâncias e normalidade, utilizando os testes de Levene e Kolmogorov-Smirnov, respetivamente. Posteriormente, diferenças entre tratamentos foram testadas usando uma ANOVA fatorial de um fator, seguida do teste de comparação múltipla Fisher's Least Significance (LSD) e diferenças significativas foram estabelecidas como $p < 0.05$.

3. Resultados e Discussão

Como descrito no ponto 2.6, foram realizadas observações dos microplásticos presentes nas amostras. Relativamente há primeira amostragem foi contabilizado um total de 2009 microplásticos na fase líquida (amostras de água residual) e um total de 6457 microplásticos na fase sólida (amostras de lama). Importante salientar que devido à ausência do processo de gradagem nesta amostragem, os filtros das amostras relativas ao afluente e à saída do Sedipac possuem um enredo de fibras, possivelmente

celulose proveniente da degradação do papel higiénico, bastante concentrado, em torno dos microplásticos. Na figura 8 podemos observar alguns exemplos de microplásticos encontrados na 1ª amostragem.

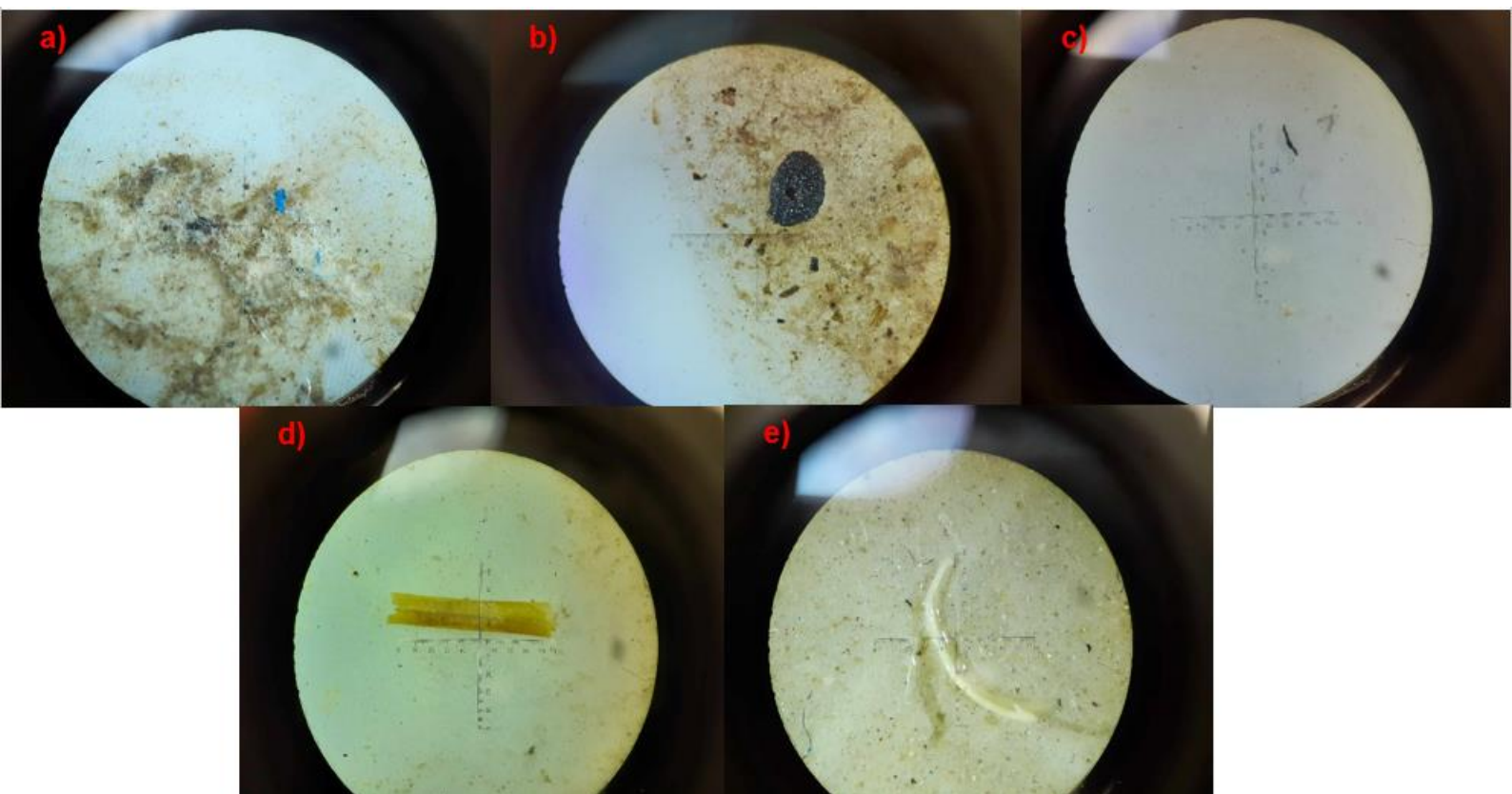


Figura 8 – Exemplos de MP observados na 1ª Amostragem (a) Afluente 21/2, fragmento azul com 550 μm ; b) Saída Sedipac 24/2, esfera preta com 2100 μm ; c) Efluente 20/2, fragmento preto com 650 μm ; d) Lama flotada 20/2, fragmento transparente com 5000 μm ; e) Lama desidratada 21/2, filamento branco com 4500 μm)

No que diz respeito há segunda amostragem, foram contabilizados um total de 1360 microplásticos na fase líquida (amostras de água residual) e um total de 3563 microplásticos na fase sólida (amostras de lama). De salientar que nesta amostragem o processo de gradagem já se encontrava operacional. Com isto, os filtros das amostras de afluente e da saída do Sedipac nesta amostragem não possuem um enredo de fibras de celulose tao concentrado, quando comparados com os filtros destas mesmas fases de tratamento para a 1ª amostragem.

Na figura 9 podemos observar alguns exemplos de microplásticos encontrados na 2ª amostragem.

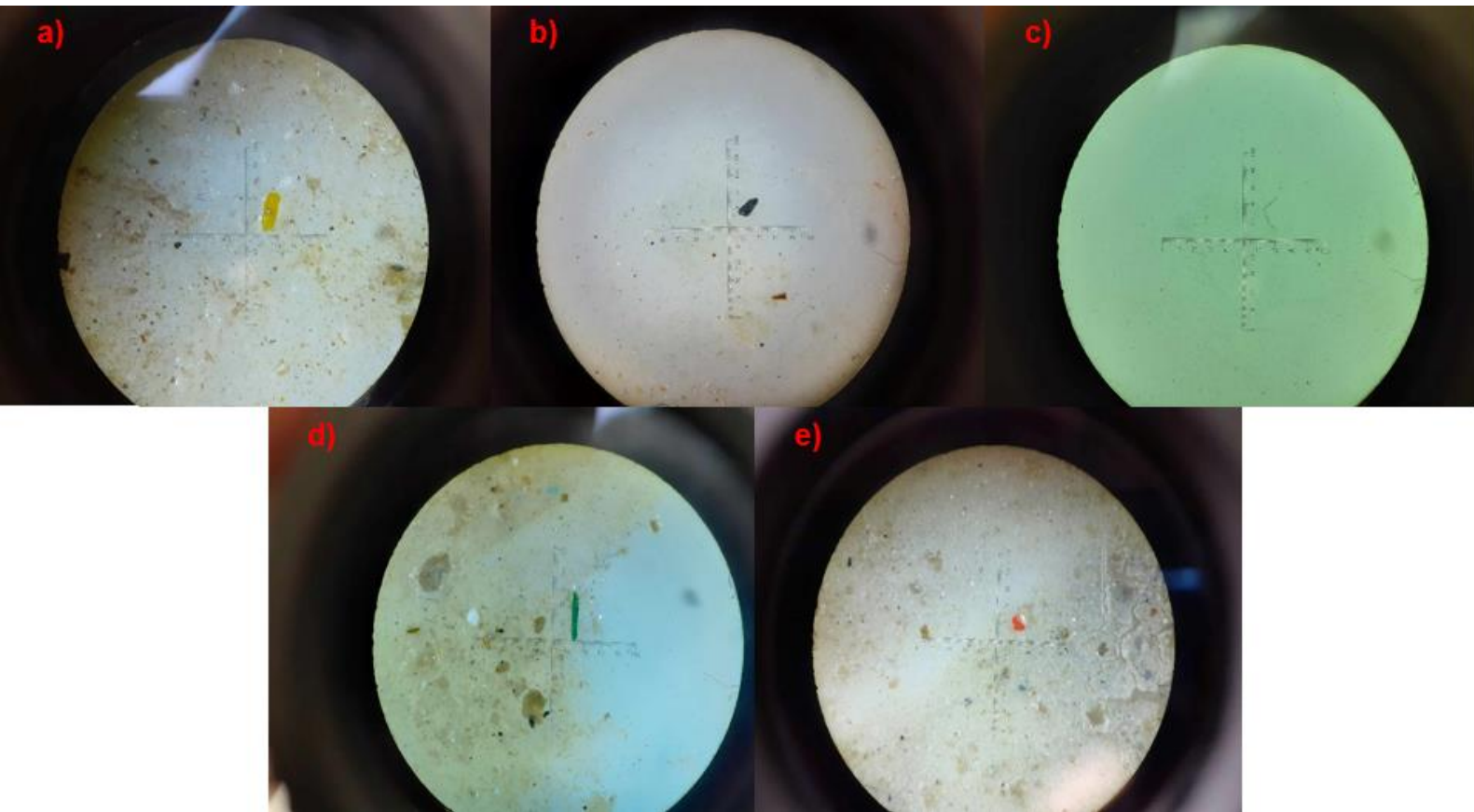


Figura 9 – Exemplos de MP observados na 2ª Amostragem (a) Afluente 10/5, fragmento laranja com 1150 μm ; b) Saída Sedipac 12/5, fragmento preto com 650 μm ; c) Efluente 9/5, fibra preta com 950 μm ; d) Lama flotada 12/5, fragmento verde com 1400 μm ; e) Lama desidratada 9/5, fragmento laranja com 500 μm)

3.1. Caraterização física dos Microplásticos presentes na 1ª Amostragem

Após observação das amostras à lupa, e registando parâmetros como a cor, forma e tamanho, foi possível realizar uma caraterização física dos MP presentes na 1ª amostragem.

3.1.1. Caraterização física do Afluente

No que diz respeito à cor, verifica-se uma presença bastante variada das mesmas, sendo as concentrações de microplásticos de cor preta e de cor azul as mais elevadas,

variando entre 28-83 MP/L e 22-38 MP/L respetivamente. No gráfico 1 é possível observar as concentrações das diferentes cores de MP encontradas no afluente da 1ª amostragem.

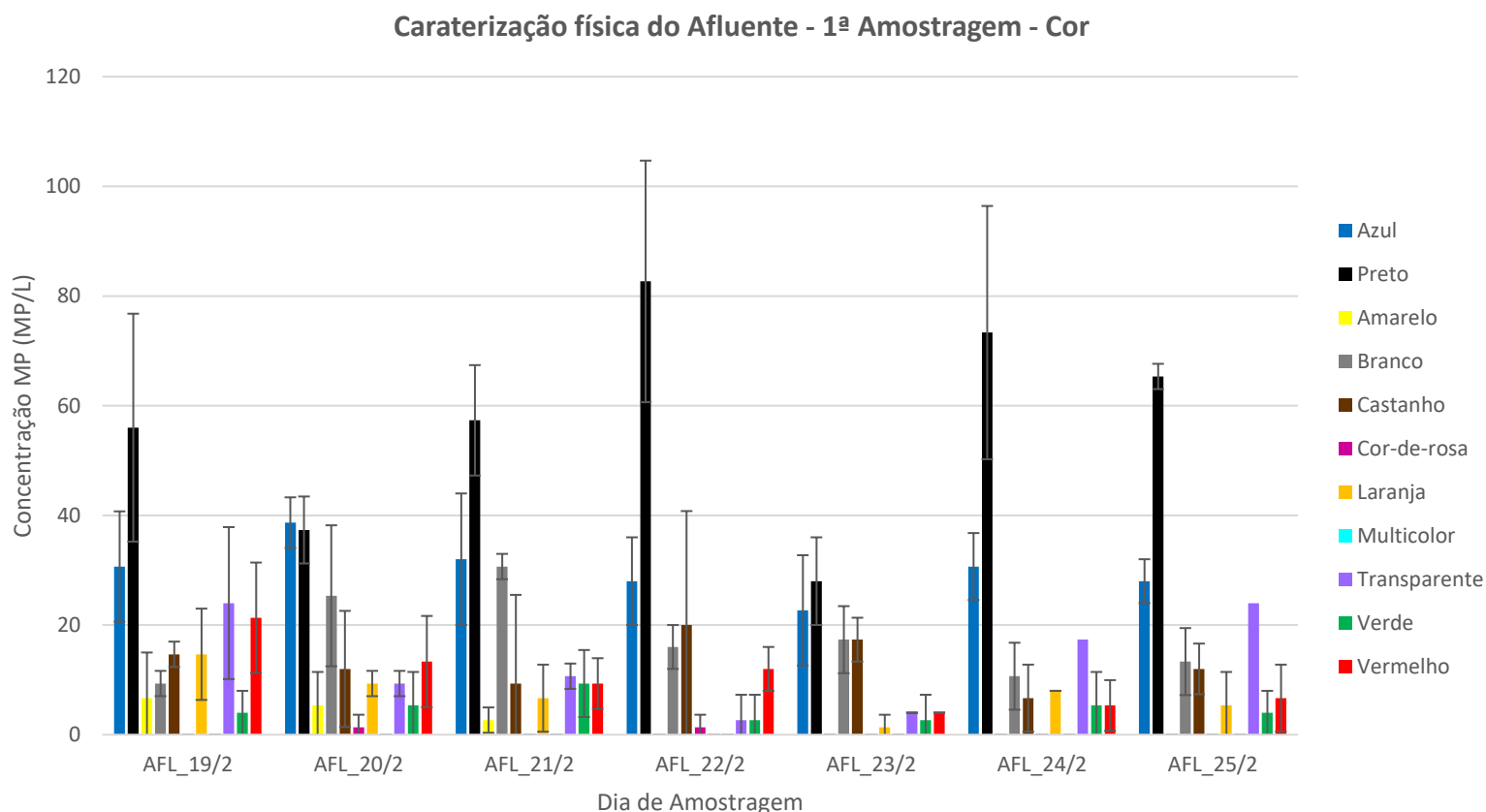


Gráfico 1 – Concentrações das diferentes cores de MP encontrados no Afluente da 1ª amostragem

Relativamente à forma dos microplásticos presentes no afluente verifica-se uma grande abundância de MP na forma de fibras e fragmentos, variando as suas concentrações entre 45-91 MP/L e 24-79 MP/L respetivamente. No gráfico 2 é possível observar as diferentes concentrações das formas de MP encontrados no afluente da 1ª amostragem.

Caracterização física do Afluente - 1ª Amostragem - Forma

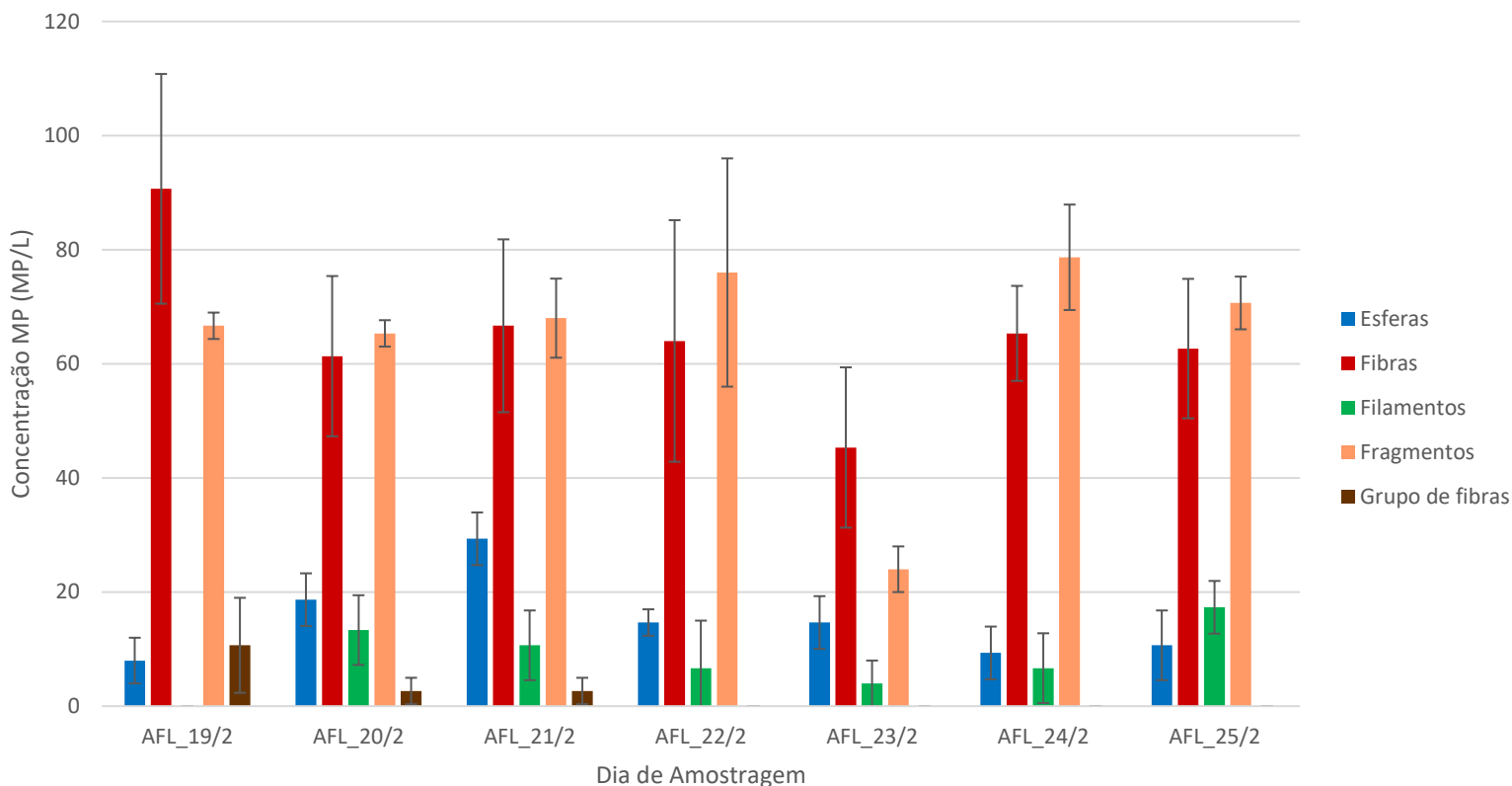


Gráfico 2 – Concentrações das diferentes formas de MP encontrados no Afluente da 1ª amostragem

Tendo em conta o tamanho dos MP encontrados, verifica-se uma maior presença de partículas com um comprimento de $[200,500]$ μm e de $[500,1000]$ μm , com concentrações a variar entre 37-77 MP/L e 24-56 MP/L respetivamente. As concentrações dos diferentes tamanhos de MP observados no afluente da 1ª amostragem encontram-se no gráfico 3.

Caraterização física do Afluente - 1ª Amostragem - Tamanho

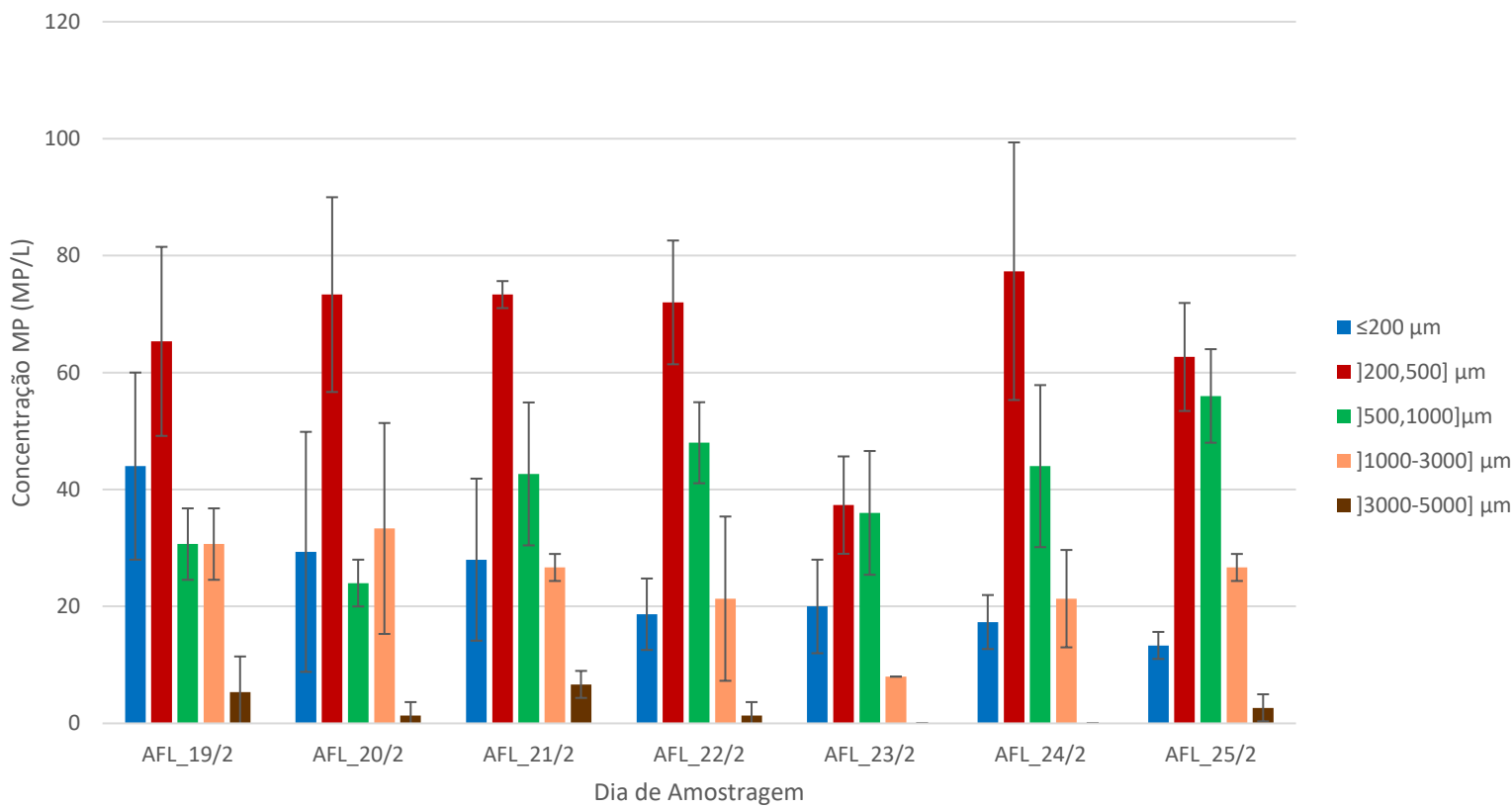


Gráfico 3 – Concentrações dos diferentes tamanhos de MP encontrados no Afluente da 1ª amostragem

3.1.2. Caraterização física da saída do Sedipac

Relativamente à cor dos MP existentes neste ponto de amostragem verifica-se uma maior presença de partículas de cor preta, com concentração a variar entre 44-81 MP/L, e de cor azul, com concentração a variar entre 28-39 MP/L. No gráfico 4 é possível observar as concentrações das diferentes cores de MP presentes à saída do Sedipac na 1ª amostragem.

Caraterização física da Saída do SEDIPAC - 1ª Amostragem - Cor

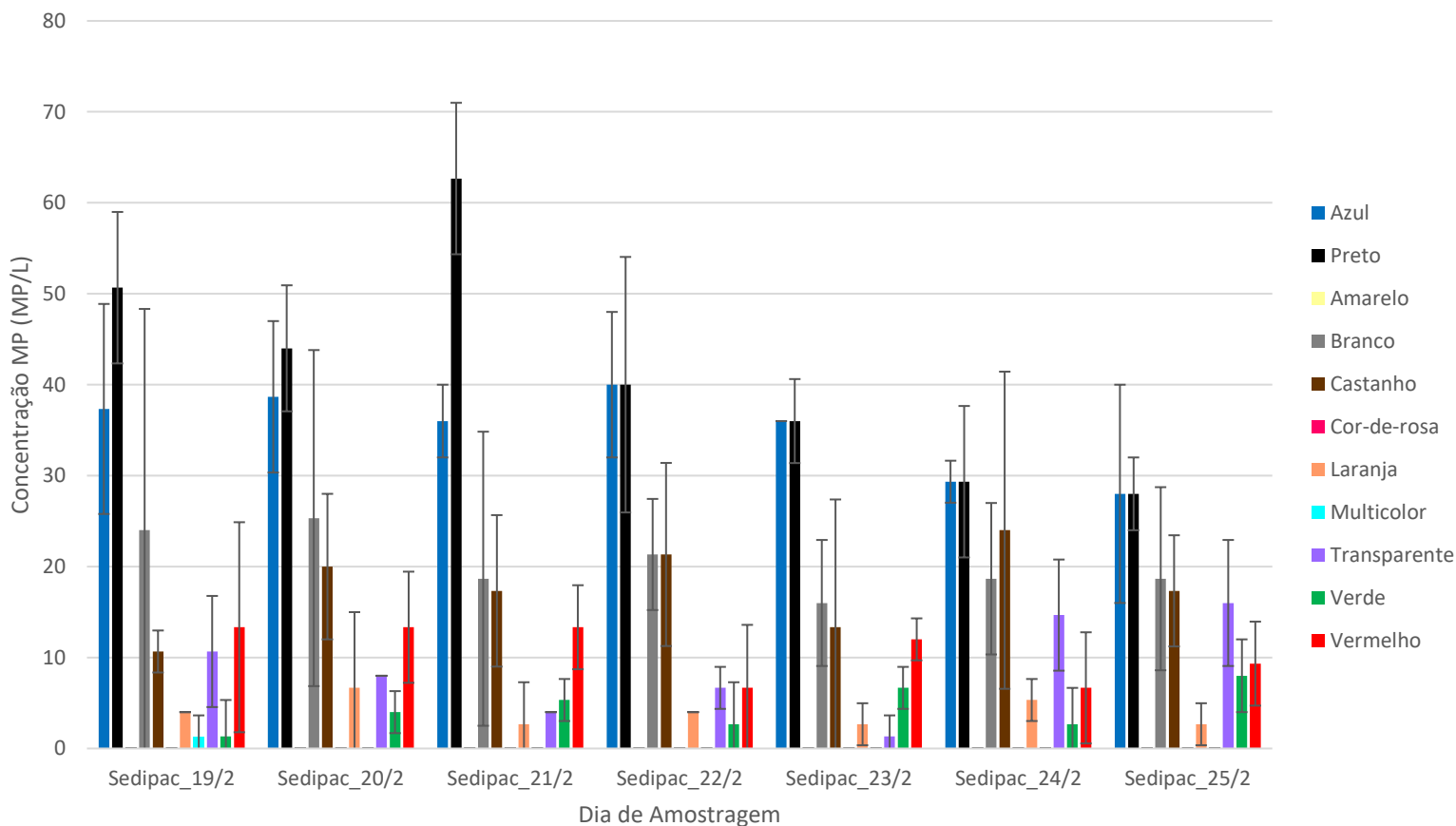


Gráfico 4 – Concentrações das diferentes cores de MP encontrados à saída do Sedipac da 1ª amostragem

Tendo em conta a forma dos MP presentes à saída do Sedipac é possível constatar uma maior abundância de partículas na forma de fibras e fragmentos com uma variação de concentrações entre 64-93 MP/L e 40-63 MP/L respetivamente. As concentrações das diferentes formas de MP presentes à saída do Sedipac da 1ª amostragem encontram-se representadas no gráfico 5.

Caracterização física da Saída do SEDIPAC - 1ª Amostragem - Forma

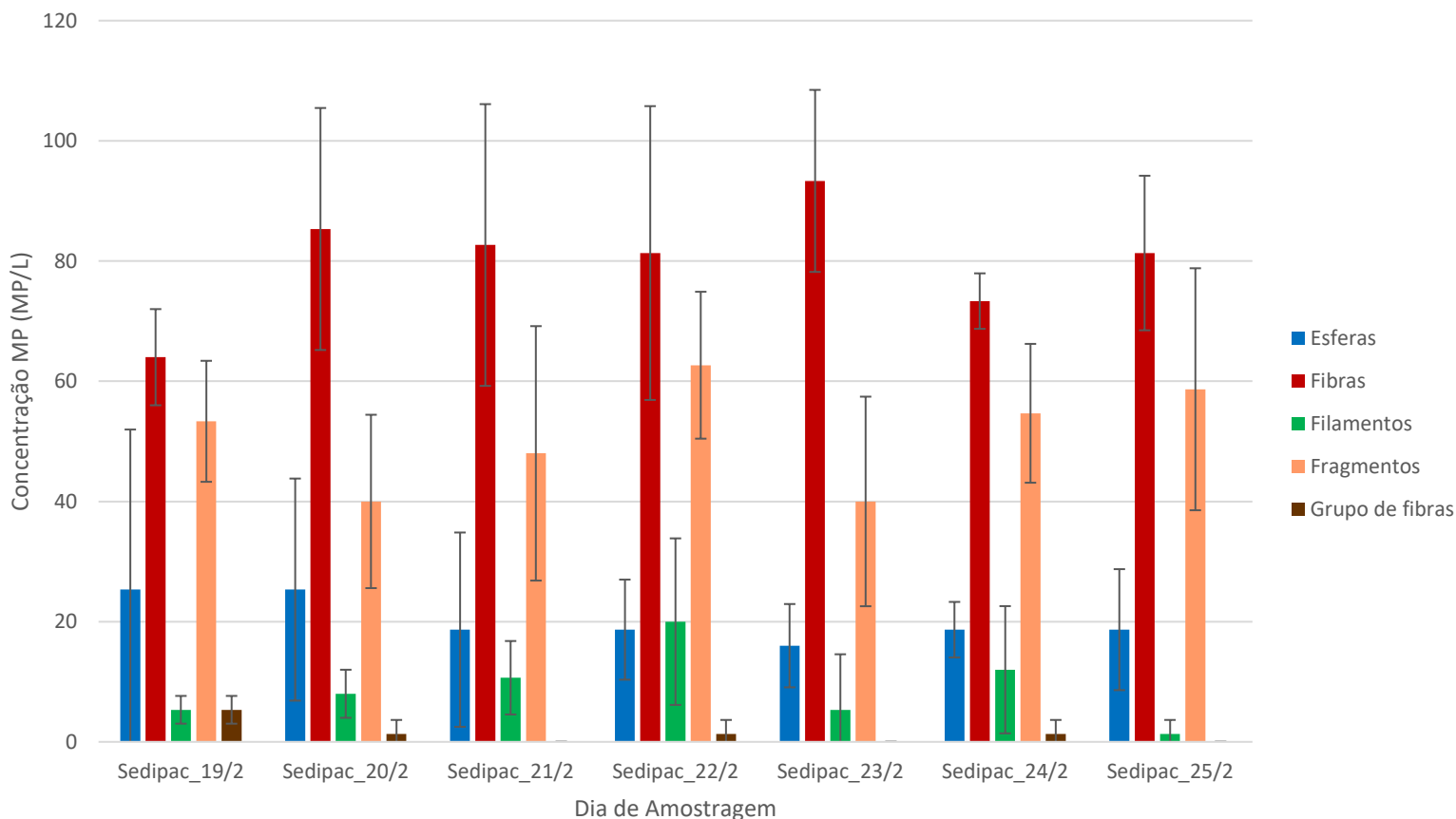


Gráfico 5 – Concentrações das diferentes formas de MP encontrados à saída do Sedipac da 1ª amostragem

No que diz respeito ao tamanho dos MP presentes neste ponto de amostragem, verifica-se uma maior concentração de partículas com um comprimento de $[200,500]$ μm e de $[500,1000]$ μm , variando entre 67-75 MP/L e 21-53 MP/L respetivamente. Verifica-se também uma maior abundância de MP com comprimento ≤ 200 μm nos dias 19,20 e 21 de fevereiro, com concentrações de 40, 36 e 40 MP/L, respetivamente. As concentrações dos diferentes tamanhos de MP observados à saída do Sedipac da 1ª amostragem encontram-se no gráfico 6.

Caraterização física da Saída do SEDIPAC - 1ª Amostragem - Tamanho

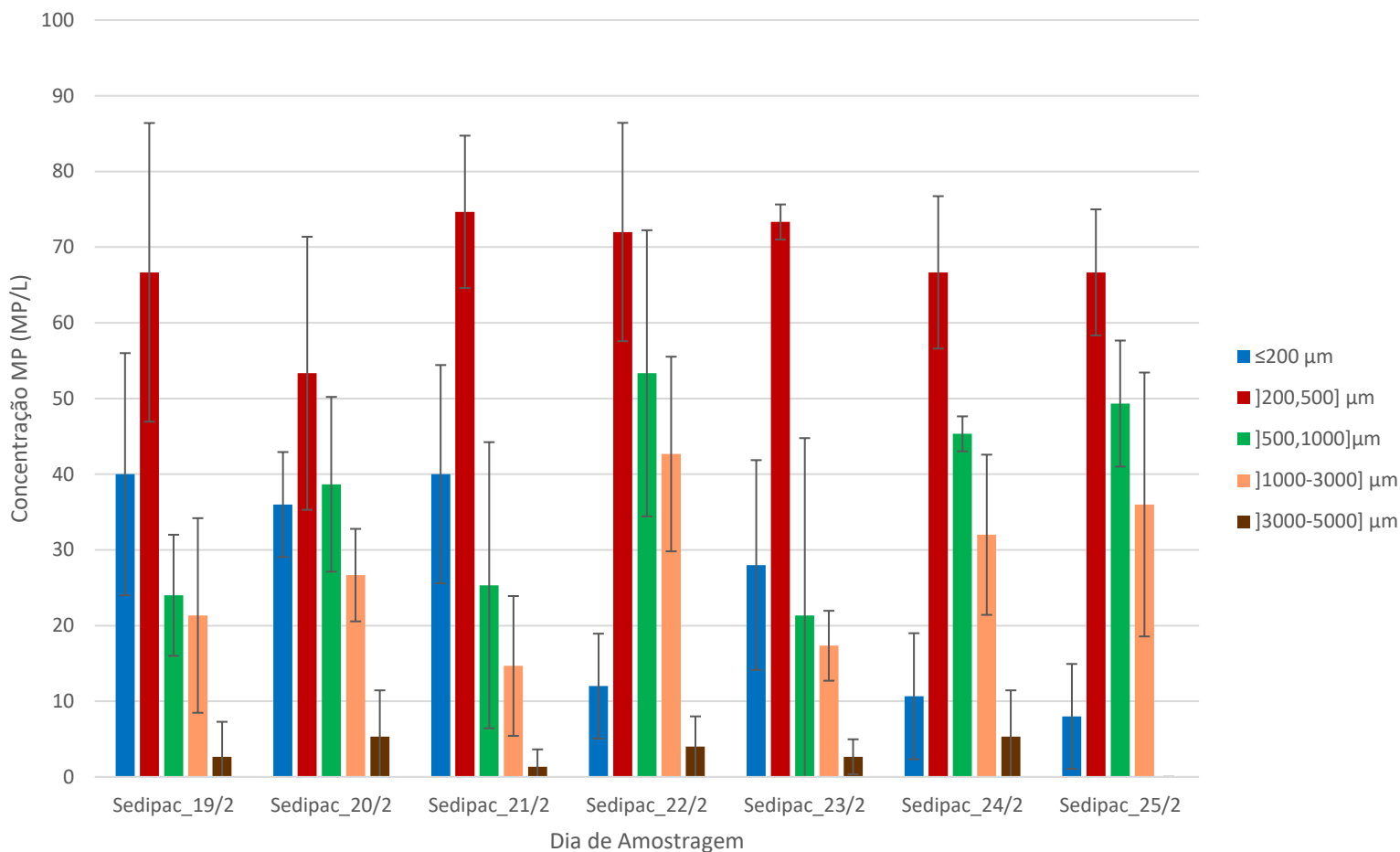


Gráfico 6 – Concentrações dos diferentes tamanhos de MP encontrados à saída do Sedipac da 1ª amostragem

3.1.3. Caraterização física do Efluente

Em relação às cores dos MP presentes no efluente verifica-se uma maior abundância de partículas pretas e azuis com concentrações a variar entre 23-32 MP/L e 9-27 MP/L. Importante referir também que nos dias 21 e 24 de fevereiro observa-se uma maior abundância de MP de cor castanha com concentrações de 11 e 16 MP/L, respetivamente. No gráfico 7 é possível observar as concentrações das diferentes cores de MP presentes no efluente da 1ª amostragem.

Caraterização física do Efluente - 1ª Amostragem - Cor

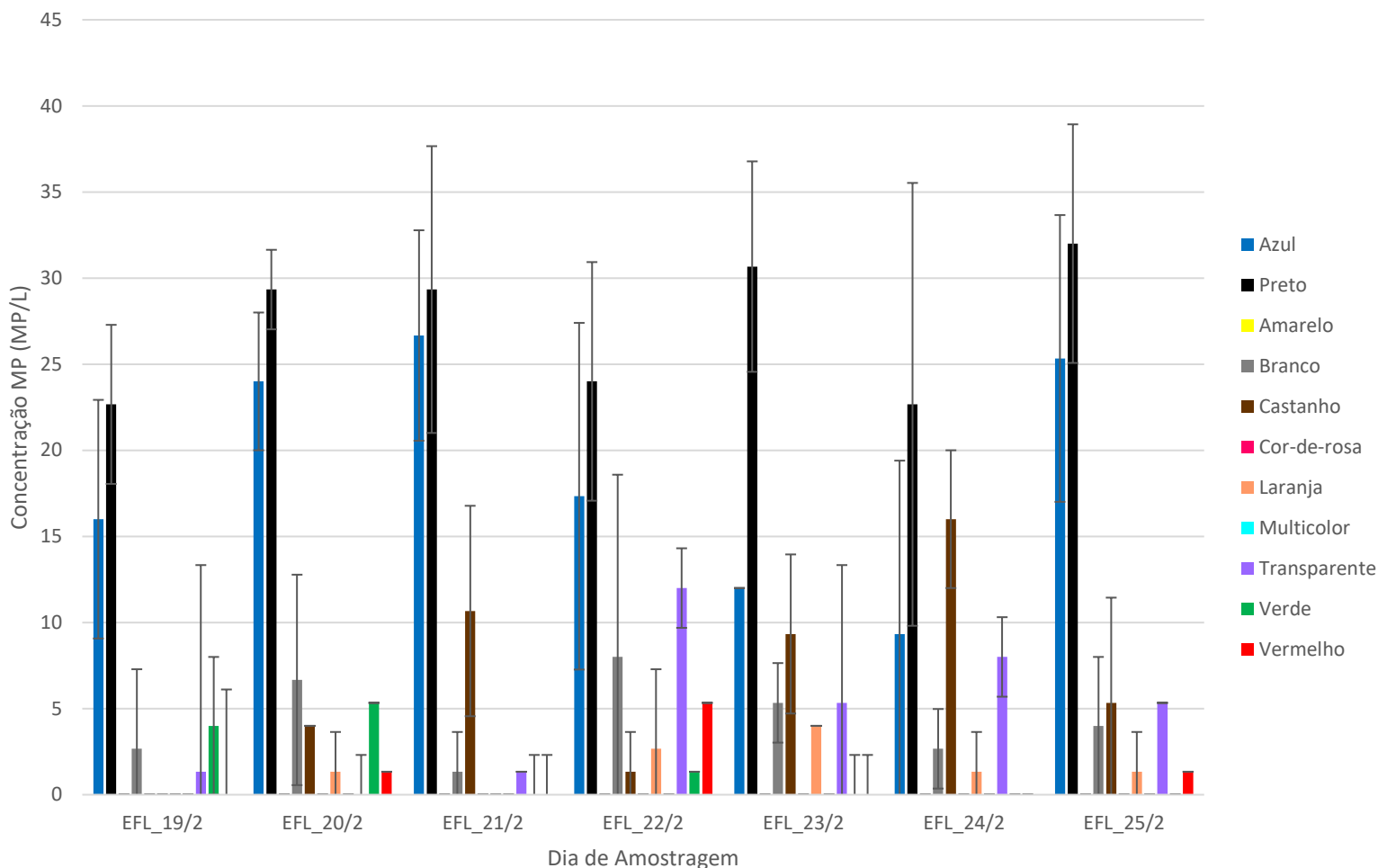


Gráfico 7 – Concentrações das diferentes cores de MP encontrados no efluente da 1ª amostragem

Microplásticos na forma de fibras, com concentrações a variar entre 23-53 MP/L, e fragmentos, com concentrações a variar entre 12-33 MP/L, foram os mais observados nas amostras de efluente. As concentrações das diferentes formas de MP presentes no efluente da 1ª amostragem encontram-se representadas no gráfico 8.

Caracterização física do Efluente - 1ª Amostragem - Forma

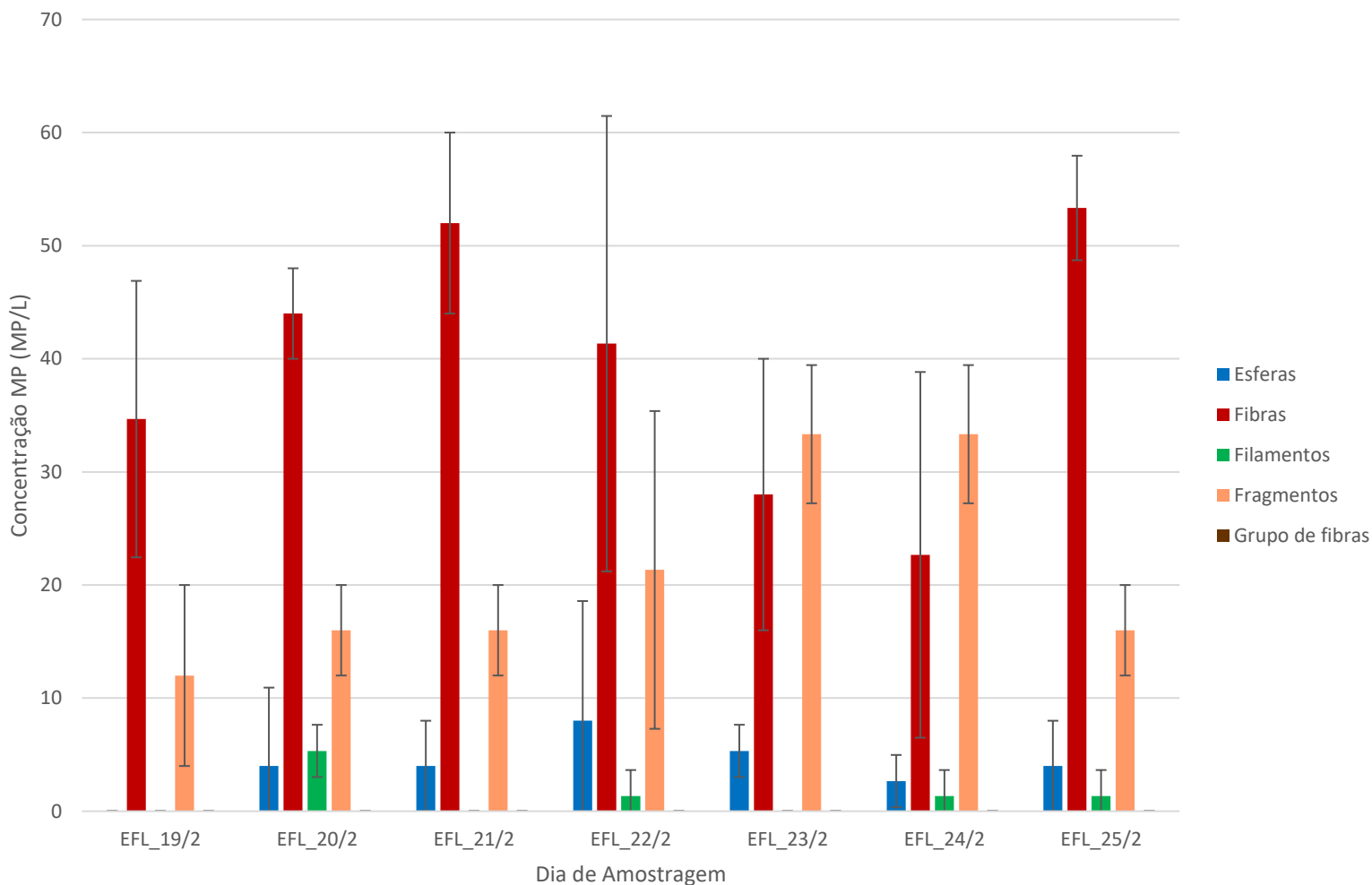


Gráfico 8 – Concentrações das diferentes formas de MP encontrados no efluente da 1ª amostragem

Tendo em conta o tamanho dos MP presentes no efluente verifica-se uma maior abundância de partículas com comprimento $\leq 200 \mu\text{m}$ e $]200,500] \mu\text{m}$, com concentrações a variar entre 4-30 MP/L e 12-31 MP/L, respetivamente. Nos dias 19, 21 e 22 de fevereiro verificou-se uma maior abundância de MP com comprimento de $]500,1000] \mu\text{m}$, com respetivas concentrações de 20, 21 e 23 MP/L. As concentrações dos diferentes tamanhos de MP observados no efluente da 1ª amostragem encontram-se no gráfico 9.

Caraterização física do Efluente - 1ª Amostragem - Tamanho

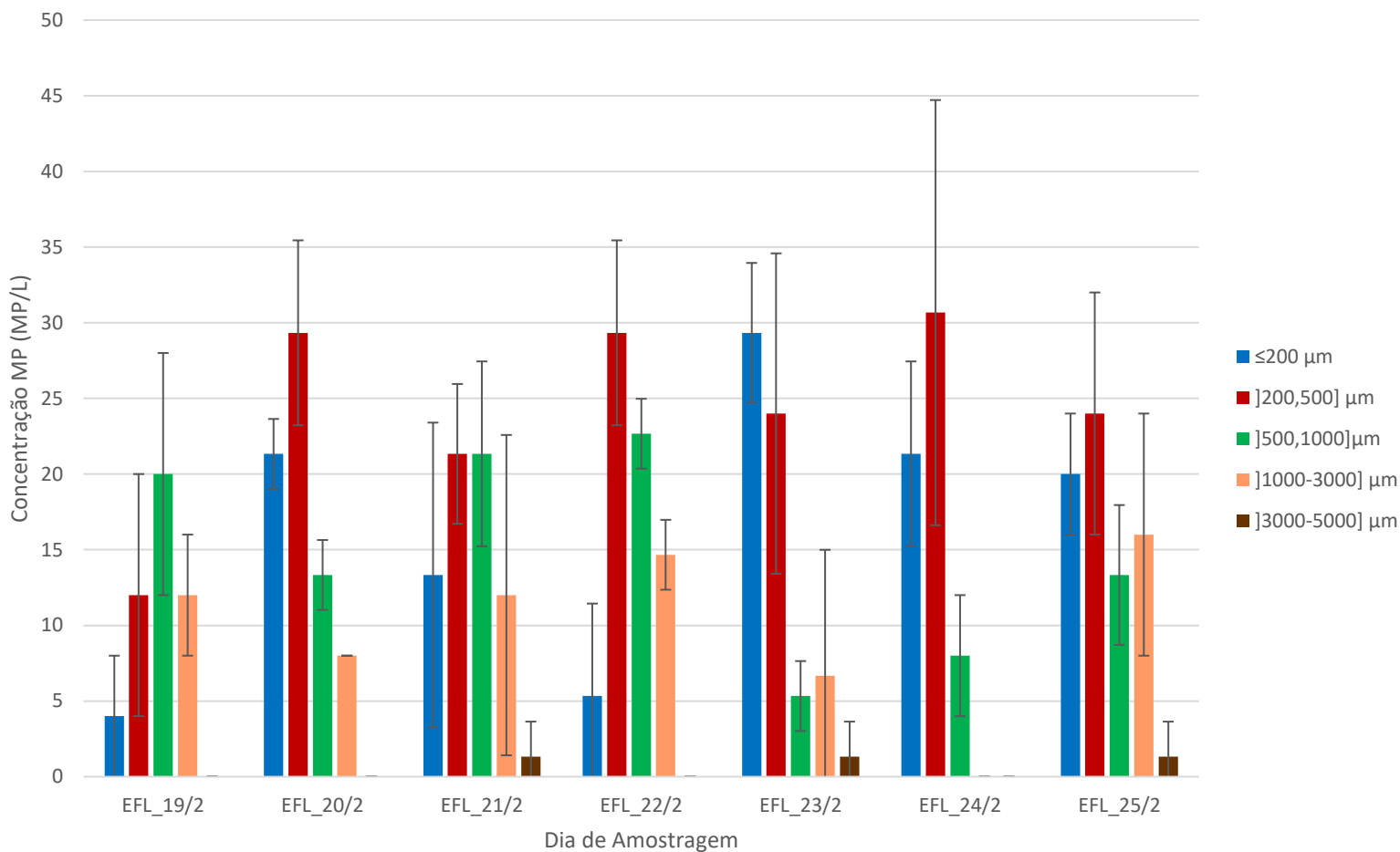


Gráfico 9 – Concentrações dos diferentes tamanhos de MP encontrados no efluente da 1ª amostragem

3.1.4. Caraterização física da Lama Flotada (secundária)

Em relação às cores dos MP presentes na lama flotada verifica-se a existência de elevadas concentrações de partículas com cor preta e azul, variando entre 63-80 MP/g e 19-29 MP/g, respetivamente. É possível observar no gráfico 10 as concentrações das diferentes cores dos MP encontrados na lama desidratada da 1ª amostragem.

Caraterização física da Lama Flotada (secundária) - 1ª Amostragem - Cor

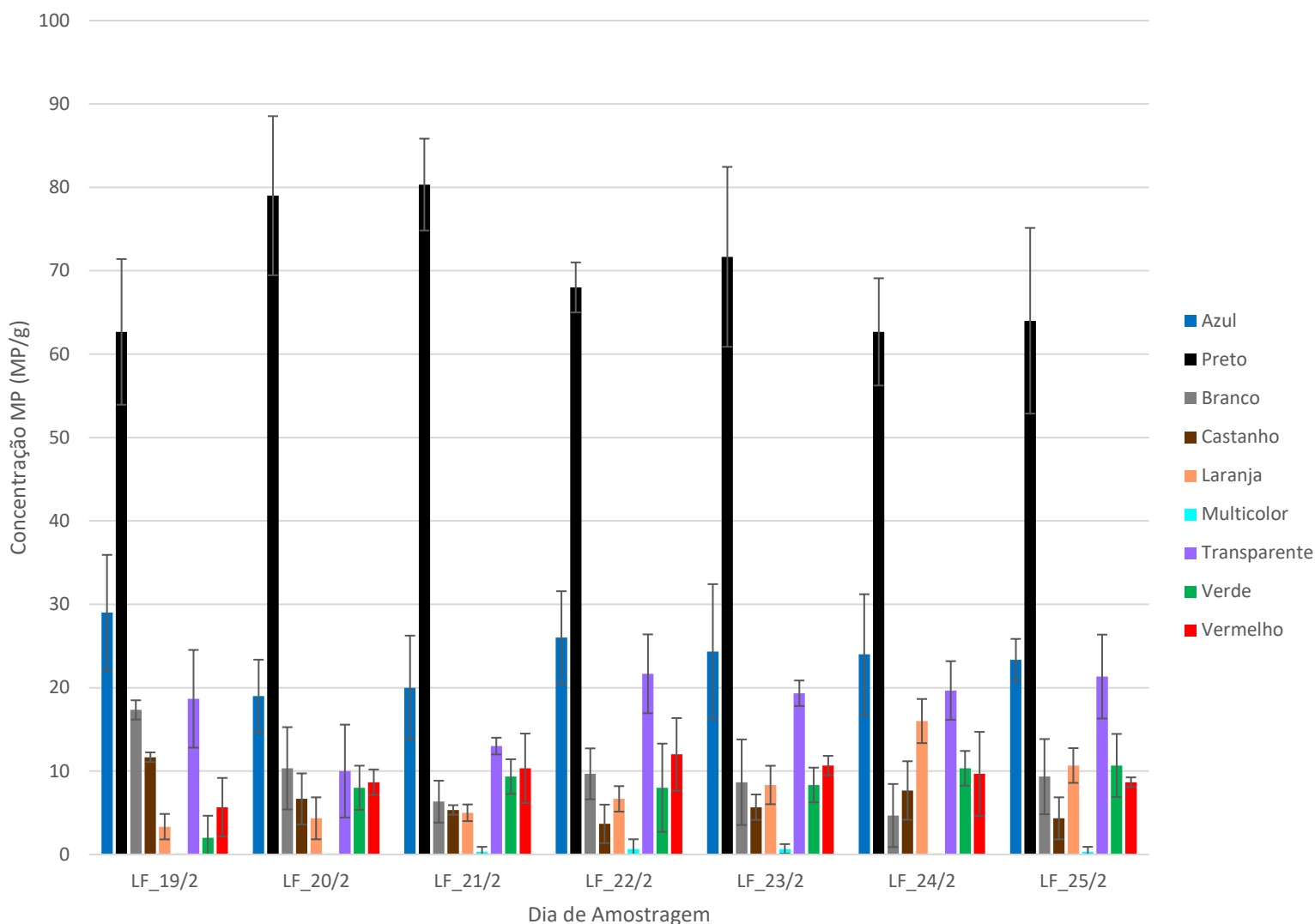


Gráfico 10 – Concentrações das diferentes cores de MP encontrados na lama flotada da 1ª amostragem

No que diz respeito às formas do MP presentes na lama desidratada verifica-se uma maior abundância de partículas na forma de fibras e fragmentos, variando as suas concentrações entre 59-74 MP/g e 65-90 MP/g, respetivamente. O gráfico 11 representa as concentrações das diferentes formas de MP presentes neste ponto de amostragem.

Caraterização física da Lama Flotada (secundária) - 1ª Amostragem - Forma

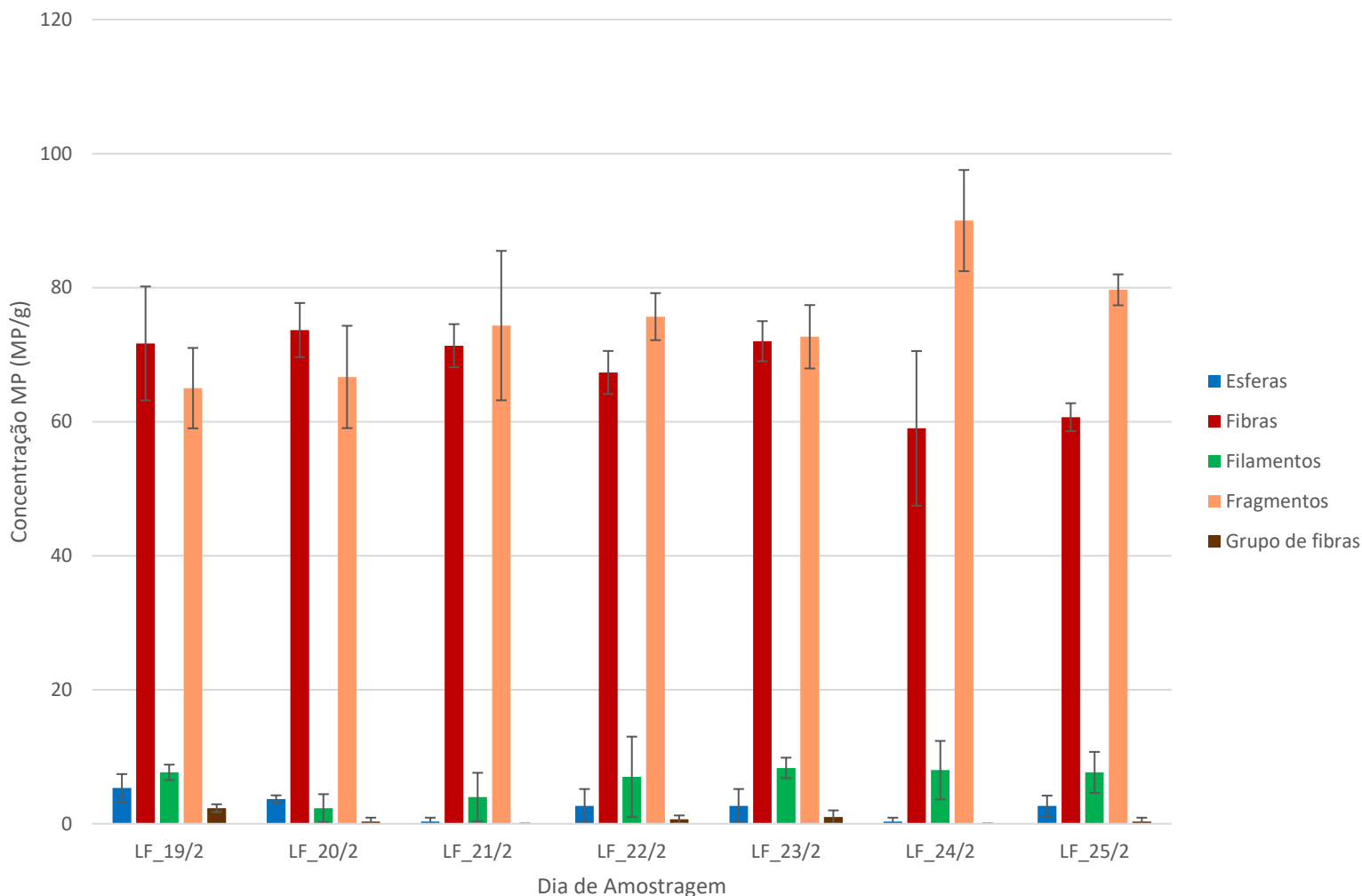


Gráfico 11 – Concentrações das diferentes formas de MP encontrados na lama flotada da 1ª amostragem

Microplásticos com tamanho $\leq 200 \mu\text{m}$, com concentrações a variar entre 35-58 MP/g, $[200,500] \mu\text{m}$, com concentrações a variar entre 56-64 MP/g, $[500,1000] \mu\text{m}$, com concentrações a variar entre 20-32 MP/g, foram os mais observados nas amostras de lama desidratada. As concentrações dos diferentes tamanhos de MP observados na lama desidratada da 1ª amostragem encontram-se no gráfico 12.

Caraterização física da Lama Flotada (secundária) - 1ª Amostragem - Tamanho

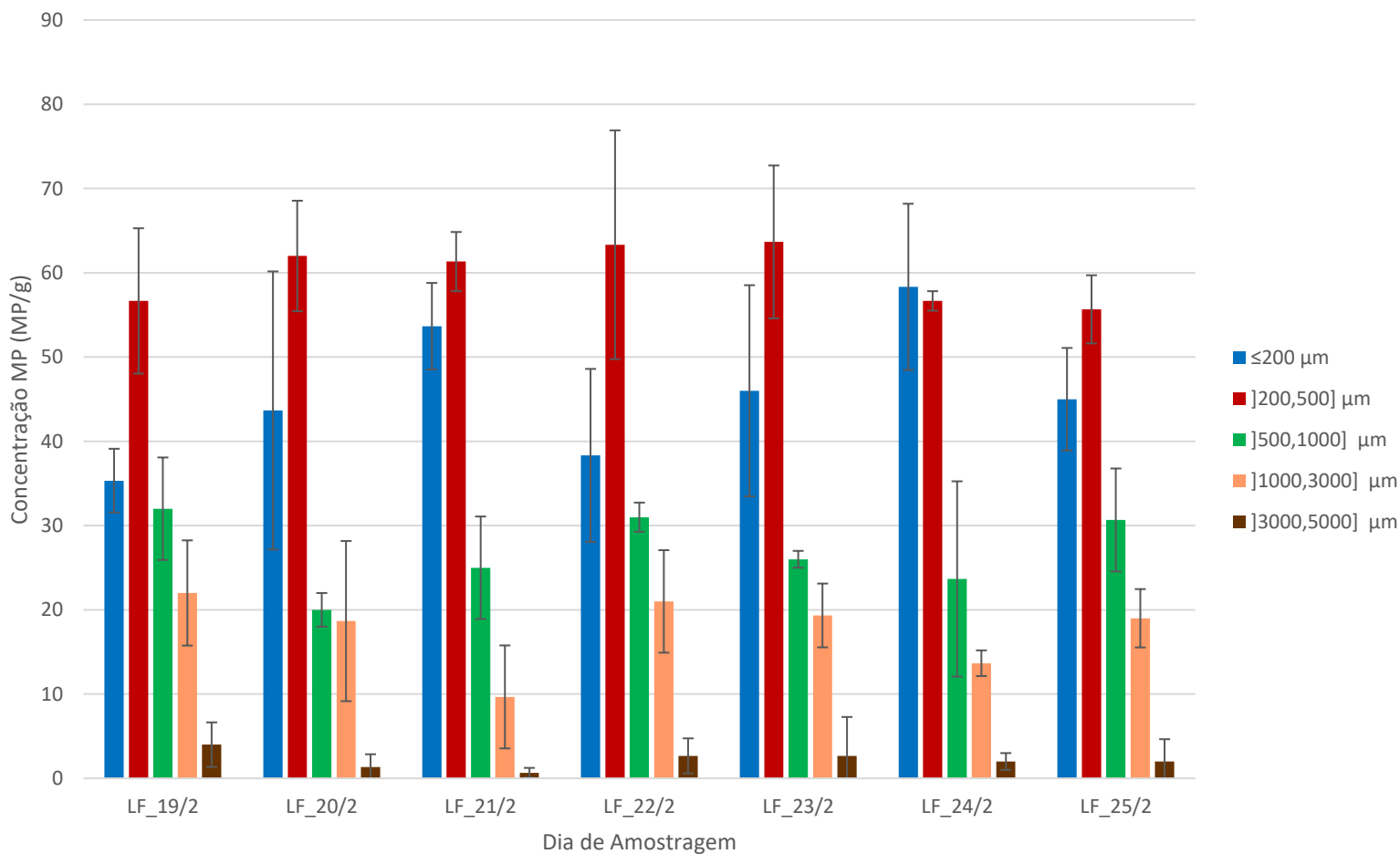


Gráfico 12 – Concentrações dos diferentes tamanhos de MP encontrados na lama flotada da 1ª amostragem

3.1.5. Caraterização física da Lama Desidratada

Relativamente às cores dos MP existentes na lama desidratada verifica-se uma maior concentração de partículas de cor preta, branca e transparente, variando entre 49-69 MP/g, 19-35 MP/g e 15-33 MP/g, respetivamente. É possível observar as diferentes concentrações das cores encontradas na lama desidratada da 1ª amostragem no gráfico 13.

Caraterização física da Lama Desidratada - 1ª Amostragem - Cor

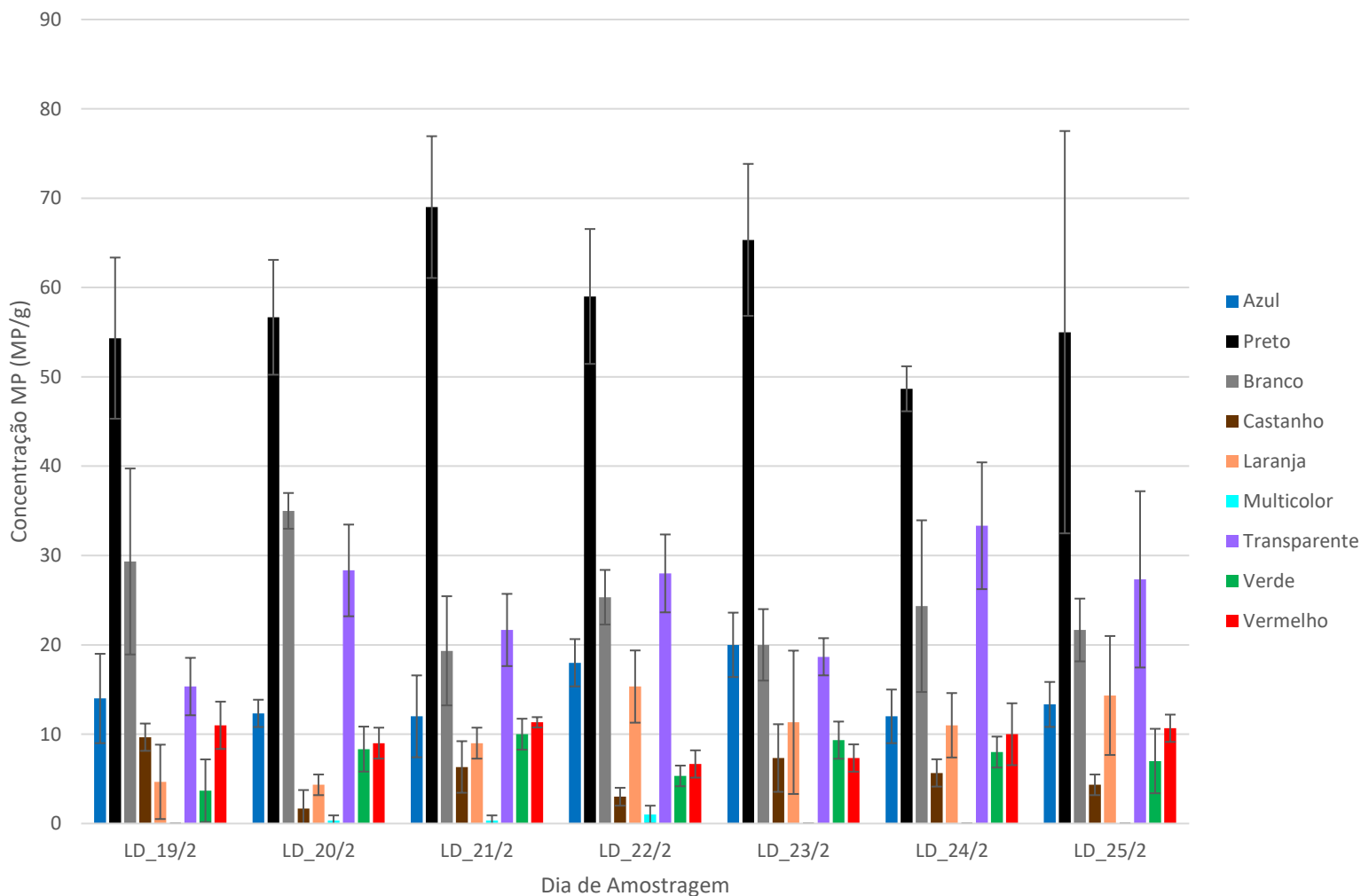


Gráfico 13 – Concentrações das diferentes cores de MP encontrados na lama desidratada da 1ª amostragem

Tendo em conta as formas dos MP existentes nas amostras de lama desidratada constata-se que há uma maior abundância de partículas na forma de fibras, com concentrações entre 39-61 MP/g, e na forma de fragmentos, com concentrações entre 56-97 MP/g. No gráfico 14 é possível observar as concentrações das diferentes formas de MP presentes na lama desidratada da 1ª amostragem.

Caraterização física da Lama Desidratada - 1ª Amostragem - Forma

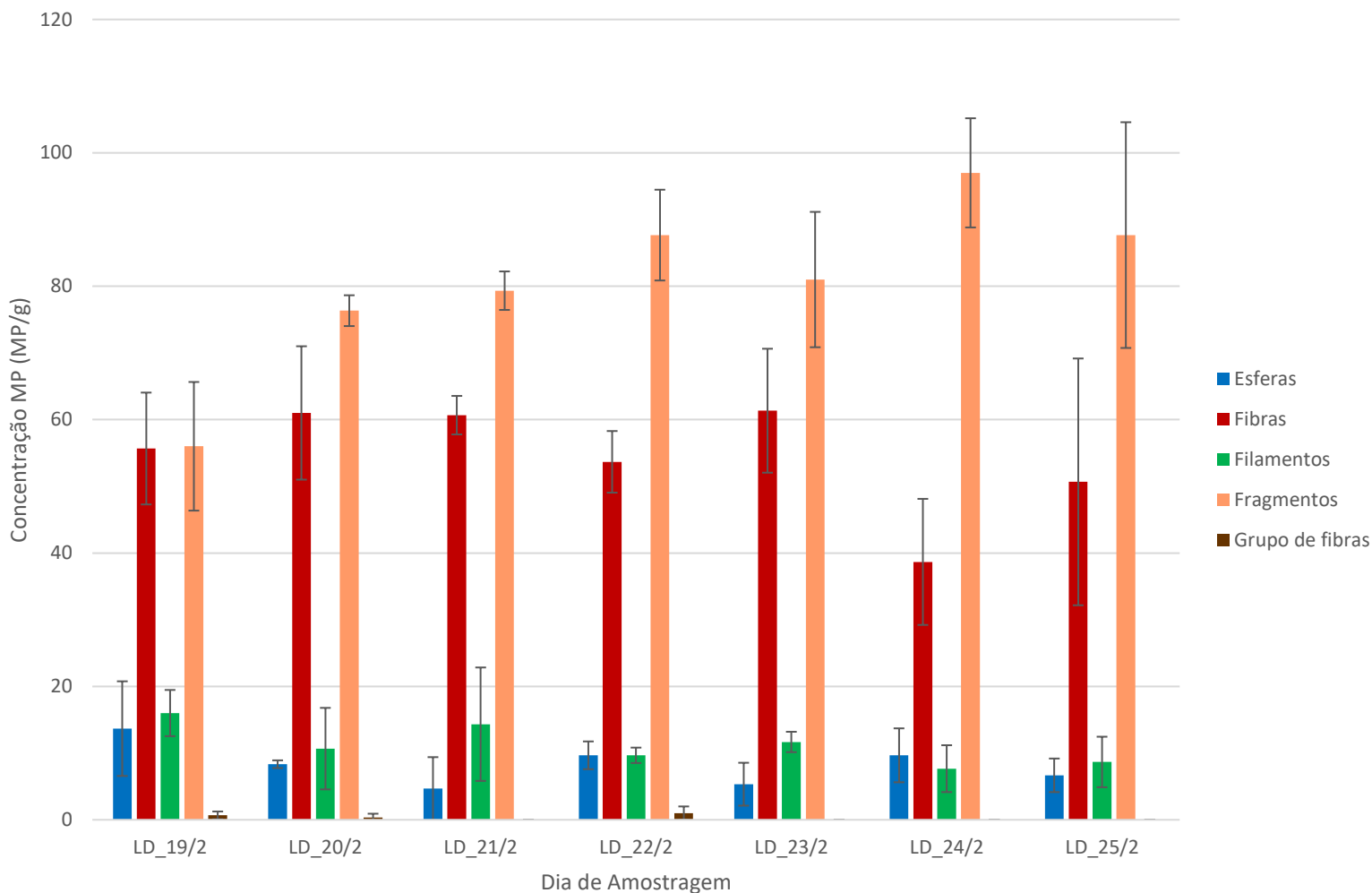


Gráfico 14 – Concentrações das diferentes formas de MP encontrados na lama desidratada da 1ª amostragem

Verifica-se também que este tipo de lama apresenta maiores quantidades de MP com comprimentos $\leq 200 \mu\text{m}$, variando a sua concentração entre 19-58 MP/g, e com comprimentos entre $[200,500] \mu\text{m}$, variando a sua concentração entre 55-68 MP/g. O gráfico 15 demonstra as concentrações dos diferentes tamanhos dos MP observados nas lamas desidratadas da 1ª amostragem.

Caraterização física da Lama Desidratada - 1ª Amostragem - Tamanho

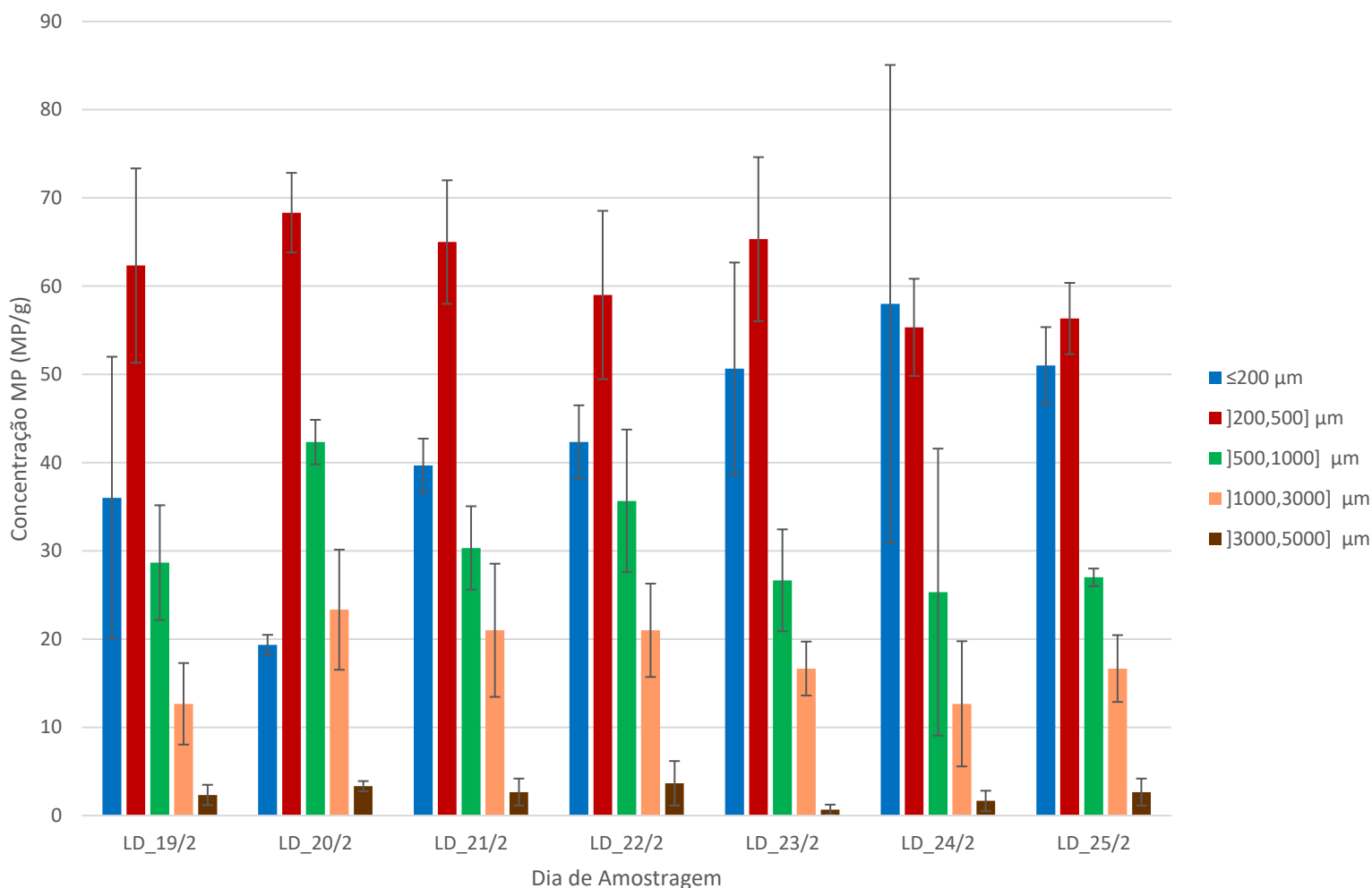


Gráfico 15 – Concentrações dos diferentes tamanhos de MP encontrados na lama desidratada da 1ª amostragem

3.2. Caraterização física dos Microplásticos presentes na 2ª Amostragem

Após observação das amostras à lupa, e registando parâmetros como a cor, forma e tamanho, foi possível realizar uma caraterização física dos MP presentes na 2ª amostragem.

3.2.1. Caraterização física do Afluentes

Relativamente às cores dos MP presentes no afluentes constata-se que existe uma maior abundância de partículas de cor preta, azul e transparente com concentrações a variar

entre 84-96 MP/L, 21-48 MP/L e 12-27 MP/L, respetivamente. Verifica-se também que no dia 9 de fevereiro há uma maior concentração de MP brancos (3-29 MP/L). No gráfico 16 é possível observar as concentrações das diferentes cores de MP encontrados no afluente da 2ª amostragem.

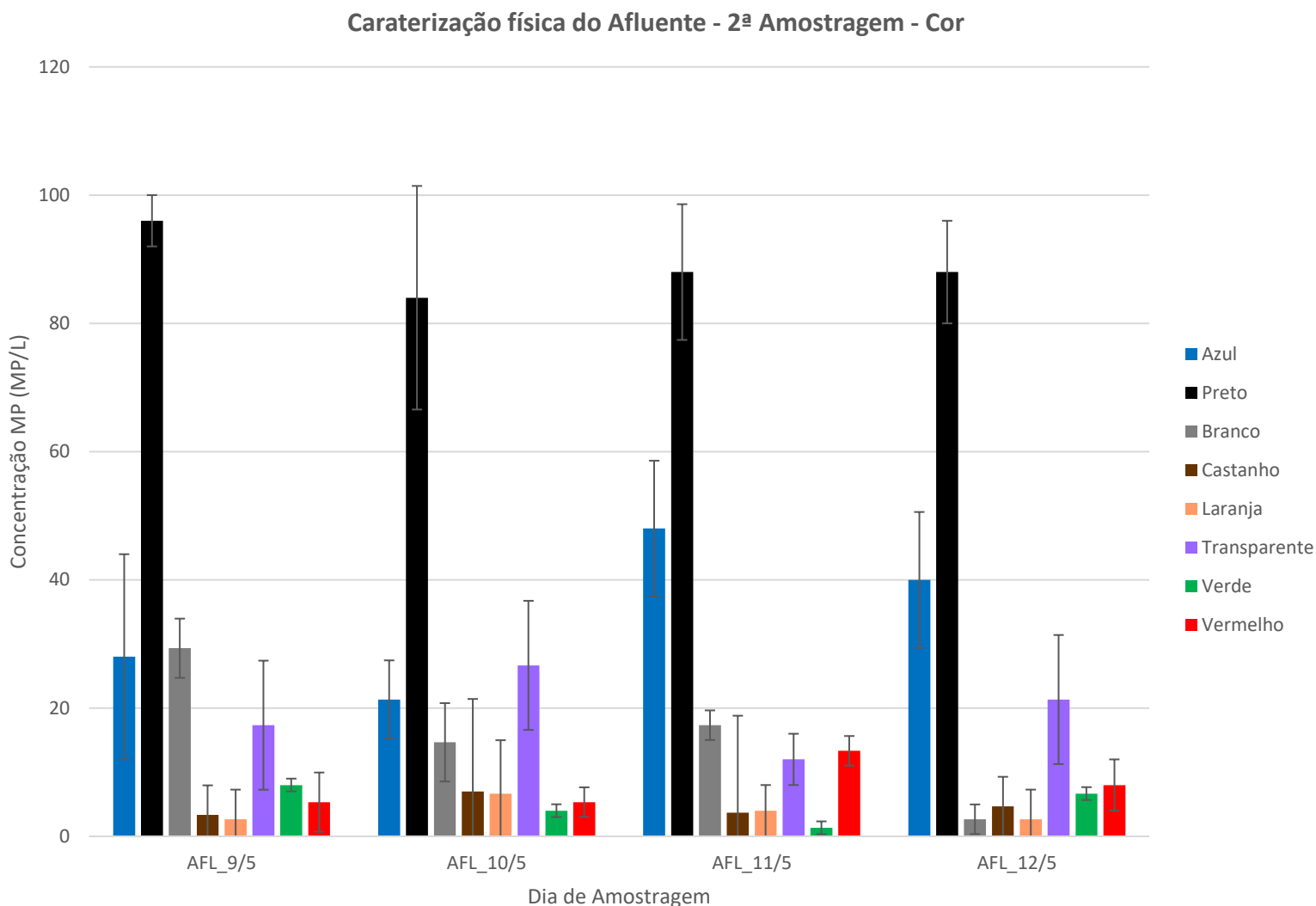


Gráfico 16 – Concentrações das diferentes cores de MP encontrados no afluente da 2ª amostragem

Tendo em conta as formas dos MP presentes no afluente verifica-se uma grande abundância de partículas na forma de fibras, onde as concentrações variam entre 77-116 MP/L, e na forma de fragmentos, variando a concentração entre 60-92 MP/L. Pode-

se observar no gráfico 17 as concentrações das formas de MP encontradas no afluente da 2ª amostragem.

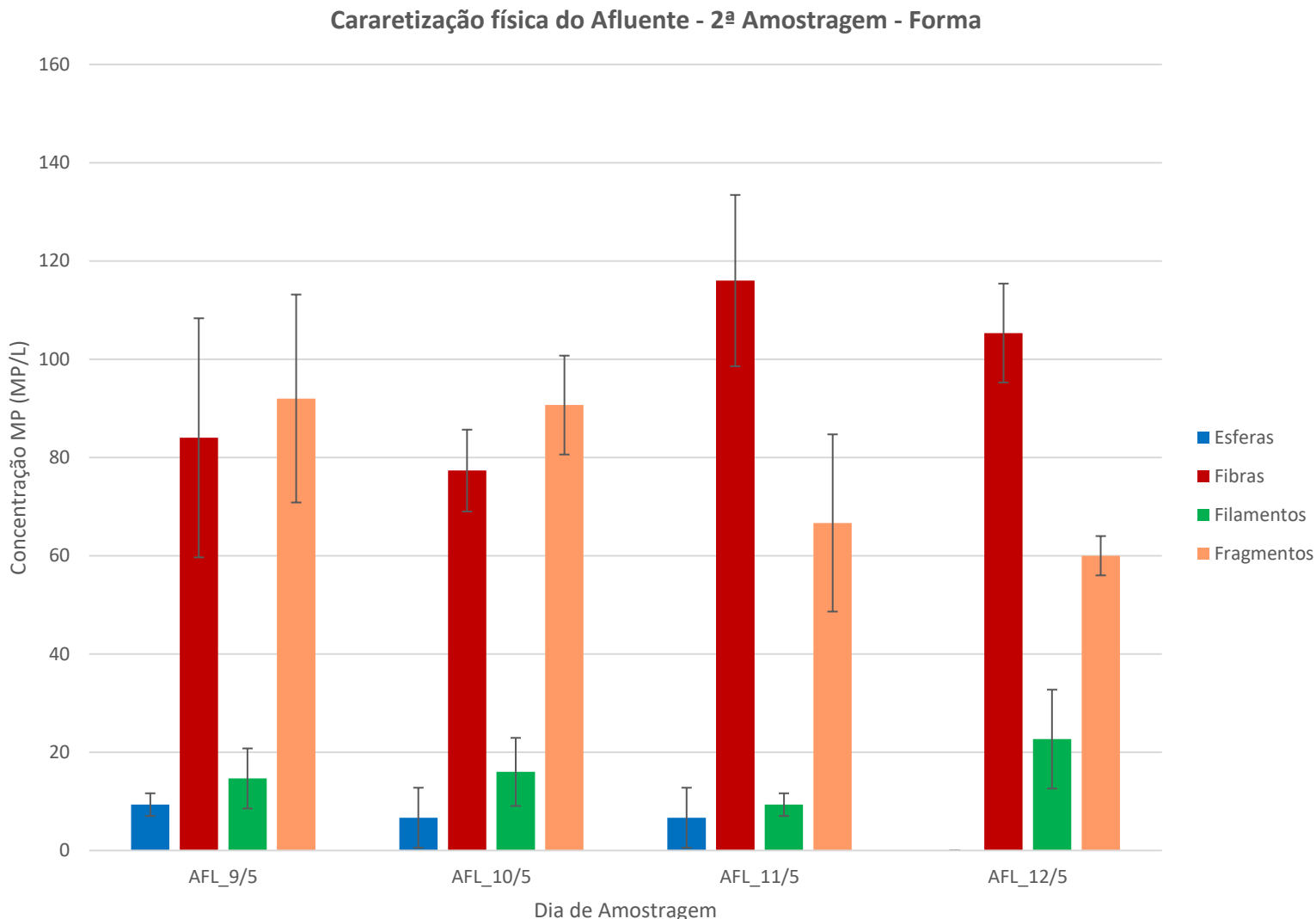


Gráfico 17 – Concentrações das diferentes formas de MP encontrados no afluente da 2ª amostragem

No que diz respeito ao tamanho dos MP presentes no afluente é possível verificar que existe uma maior concentração de partículas com comprimento de $[200,500]$ μm (68-85 MP/L) e de $[500,1000]$ μm (43-64 MP/L). Nos dias 9, 11 e 12 de maio observa-se também uma maior concentração de partículas com comprimento ≤ 200 μm (30 MP/L, 51 MP/L e 40 MP/L, respetivamente) e com comprimento de $[1000,3000]$ μm (33 MP/L,

29 MP/L, 24 MP/L, respetivamente). O gráfico 18 apresenta as concentrações dos diferentes tamanhos de MP encontrados no afluente da 2ª amostragem.

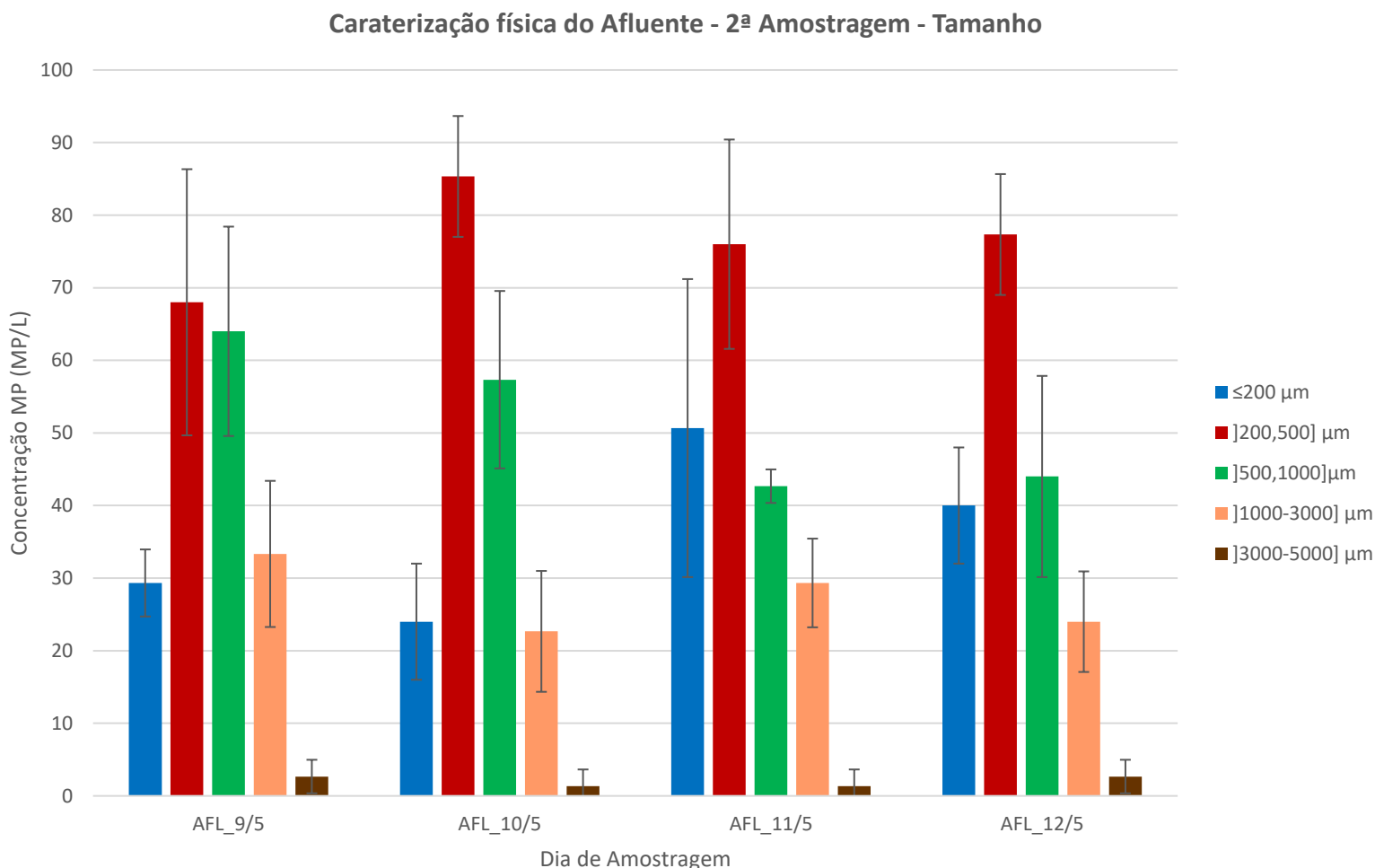


Gráfico 18 – Concentrações dos diferentes tamanhos de MP encontrados no afluente da 2ª amostragem

3.2.2. Caraterização física da saída do Sedipac

Relativamente às cores dos MP existentes à saída do Sedipac verifica-se que existe uma maior presença de partículas de cor preta, com concentrações a variar entre 69-91 MP/L. É possível observar no gráfico 19 as concentrações das diferentes cores de MP encontrados à saída do Sedipac.

Caraterização física da Saída do SEDIPAC - 2ª Amostragem - Cor

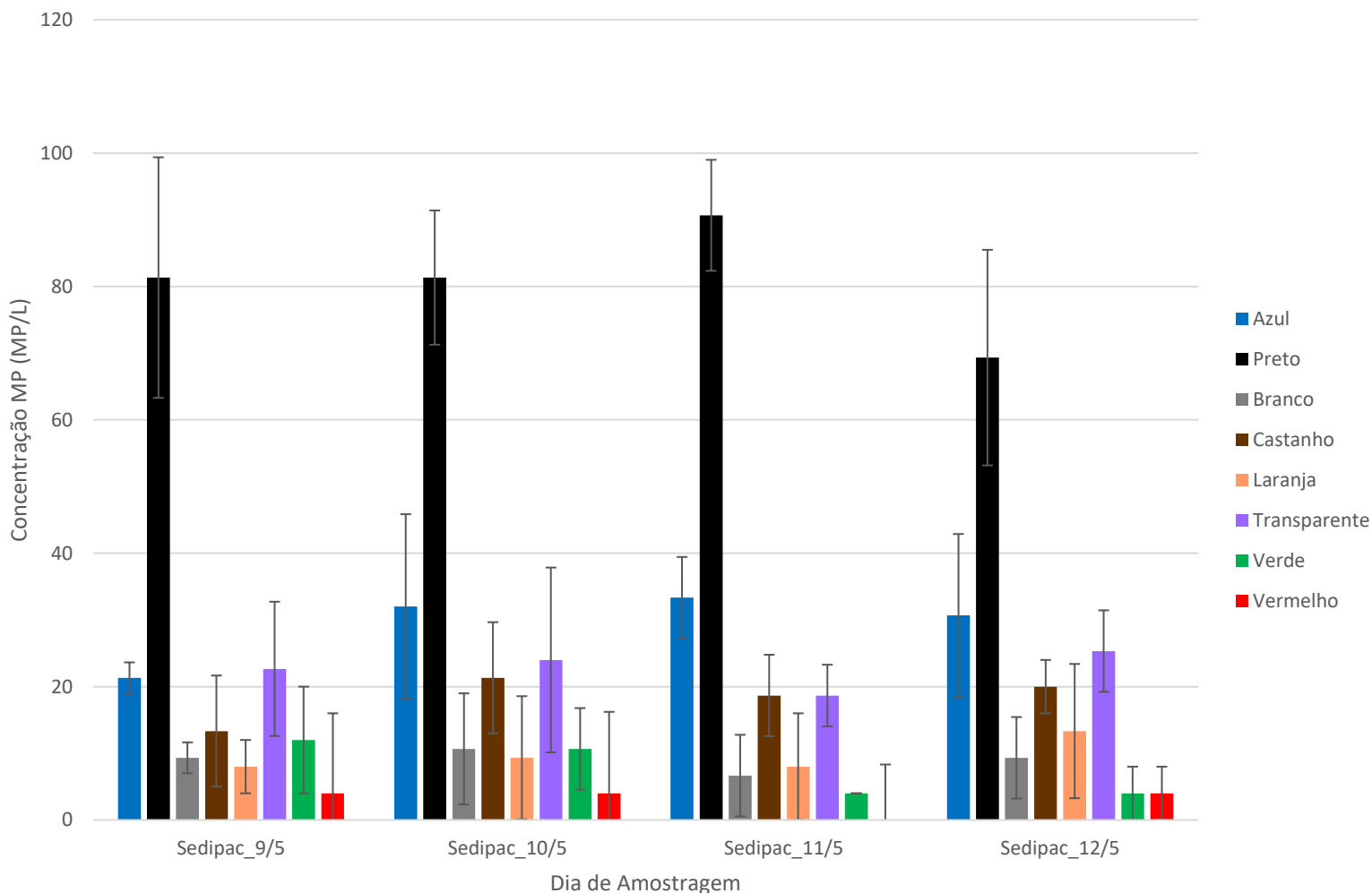


Gráfico 19 – Concentrações das diferentes cores de MP encontrados à saída do Sedipac da 2ª amostragem

No que diz respeito às formas dos MP presentes à saída do Sedipac é possível constatar uma maior concentração de partículas na forma de fibras e fragmentos, com concentrações que variam entre 71-105 MP/L e 79-92 MP/L, respetivamente. As concentrações das diferentes formas de MP presentes neste ponto de amostragem encontram-se representadas no gráfico 20.

Caracterização física do Efluente - 2ª Amostragem - Forma

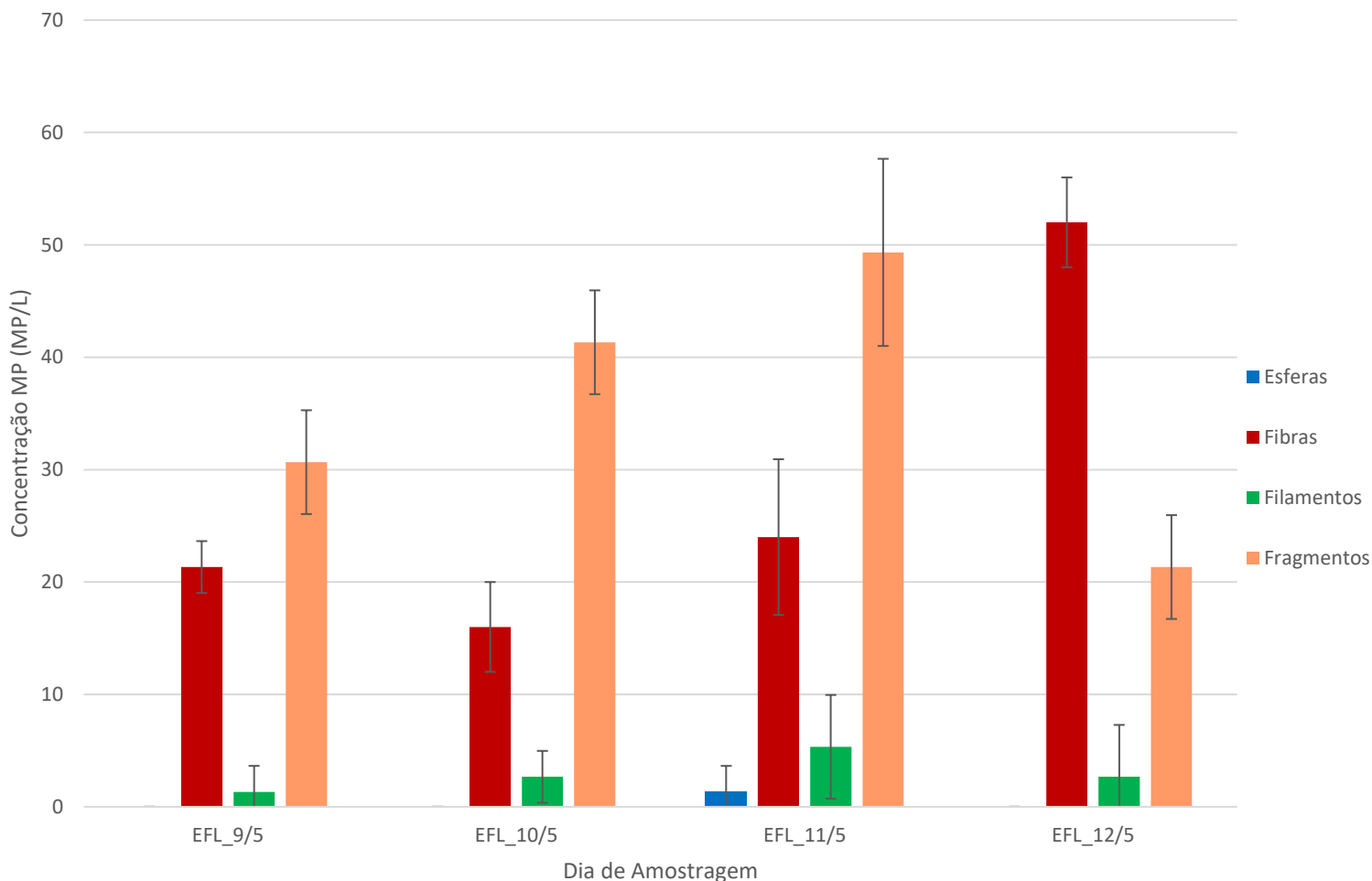


Gráfico 20 – Concentrações das diferentes formas de MP encontrados à saída do Sedipac da 2ª amostragem

Microplásticos com tamanho $\leq 200 \mu\text{m}$ e com tamanho de $[200,500] \mu\text{m}$ foram os mais observados neste ponto de amostragem, com concentrações a variar entre 39-81 MP/L e 67-95 MP/L, respetivamente. Verifica-se também que nos dias 9 e 10 de maio existe também uma elevada concentração de MP com tamanho de $[500,1000] \mu\text{m}$ (51 MP/L e 47 MP/L, respetivamente). O gráfico 21 representa as concentrações dos diferentes tamanhos dos MP encontrados à saída do Sedipac na 2ª amostragem.

Caraterização física da Saída do SEDIPAC - 2ª Amostragem - Tamanho

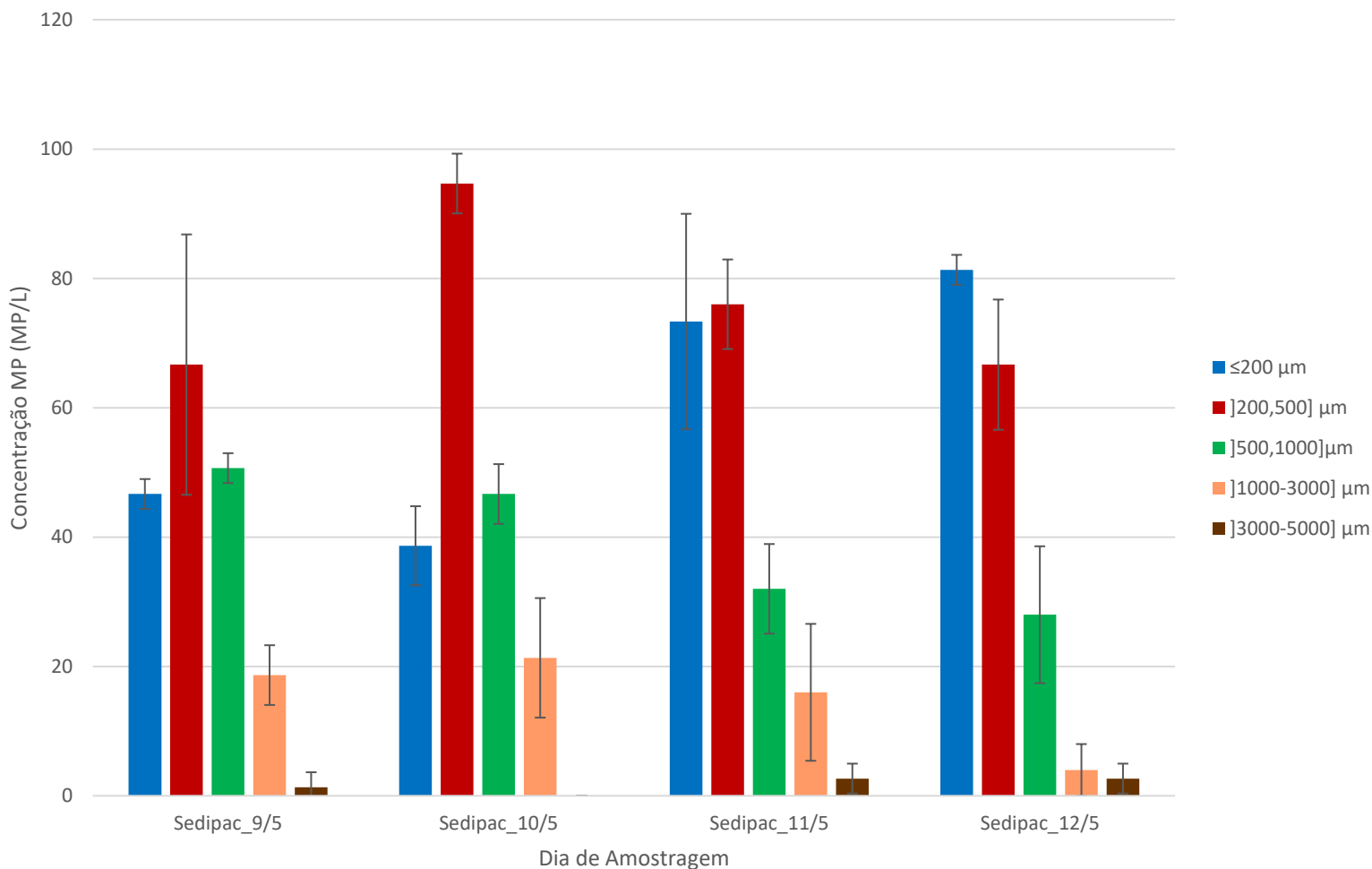


Gráfico 21 – Concentrações dos diferentes tamanhos de MP encontrados à saída do Sedipac da 2ª amostragem

3.2.3. Caraterização física do Efluente

Relativamente às cores dos MP presentes no efluente constata-se que existe uma maior concentração de partículas de cor preta, que varia entre 19-35 MP/L. É também possível verificar que, nos dias 10 e 11 de maio, há uma elevada concentração de MP de cor castanha (21 MP/L e 23 MP/L, respetivamente) e no dia 12 de maio existe uma elevada concentração de MP azuis (25 MP/L). No gráfico 22 observam-se as concentrações das diferentes cores presentes no efluente da 2ª amostragem.

Caraterização física do Efluente - 2ª Amostragem - Cor

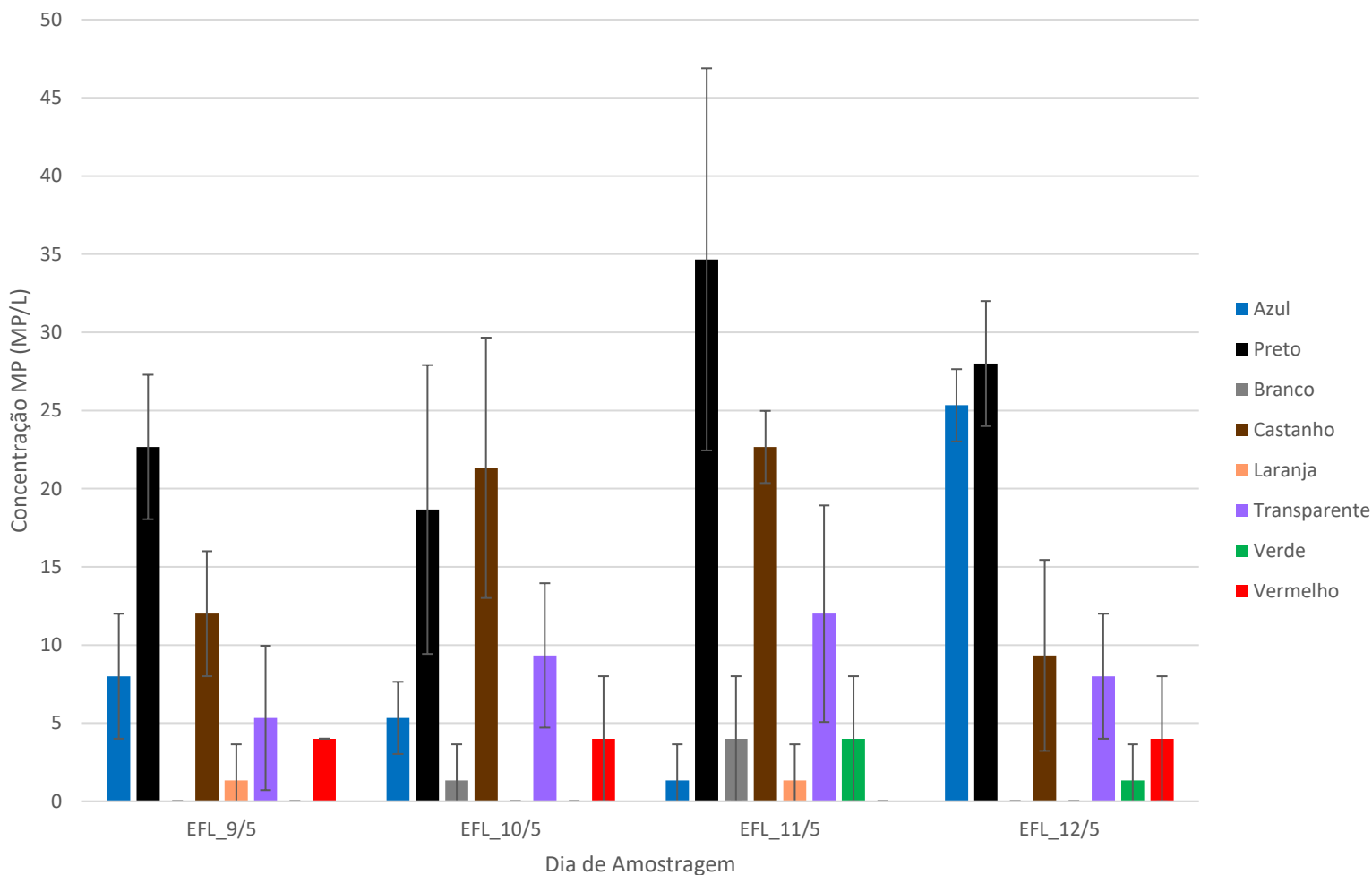


Gráfico 22 – Concentrações das diferentes cores de MP encontrados no efluente da 2ª amostragem

Microplásticos na forma de fibras e fragmentos foram os mais abundantes nas amostras deste ponto de amostragem, onde as suas concentrações variam entre 16-52 MP/L e 21-49 MP/L, respetivamente. É possível observar no gráfico 23 as concentrações das diferentes formas presentes no efluente da 2ª amostragem.

Caracterização física do Efluente - 2ª Amostragem - Forma

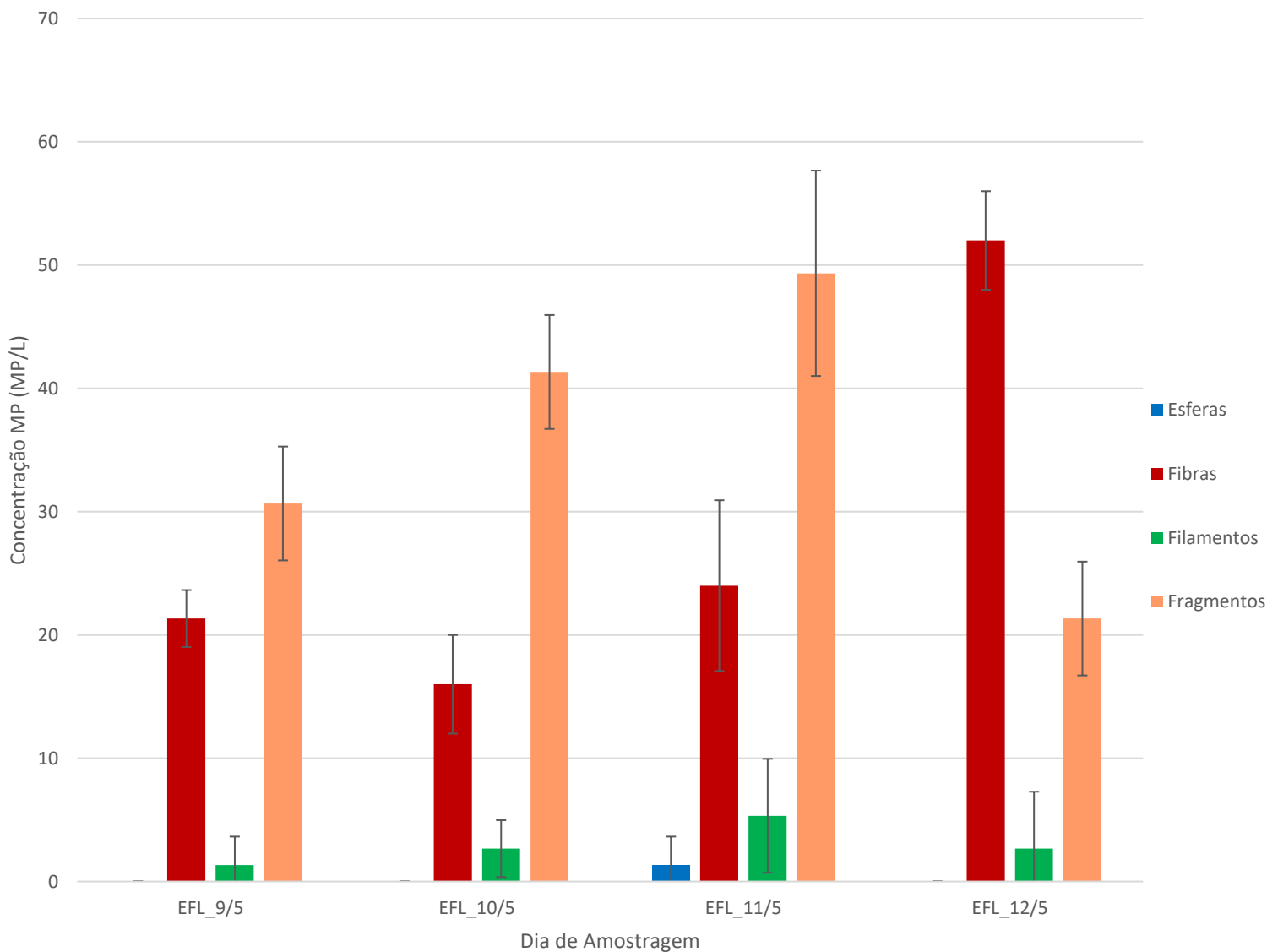


Gráfico 23 – Concentrações das diferentes formas de MP encontrados no efluente da 2ª amostragem

Tendo em conta o tamanho dos MP presentes no efluente verifica-se uma maior abundância de partículas com comprimento $\leq 200 \mu\text{m}$ e com comprimento de $]200,500]$ μm , com concentrações a variar entre 20-33 MP/L e 8-36 MP/L, respetivamente. Verifica-se também que, no dia 11 de maio, existe elevada concentração de MP com comprimento de $]500,1000]$ μm (16 MP/L), e no dia 12 de maio existe uma elevada concentração de MP com comprimento do $]1000,3000]$ μm (24 MP/L). O gráfico 24

representa as concentrações dos diferentes tamanhos de MP no efluente da 2ª amostragem.

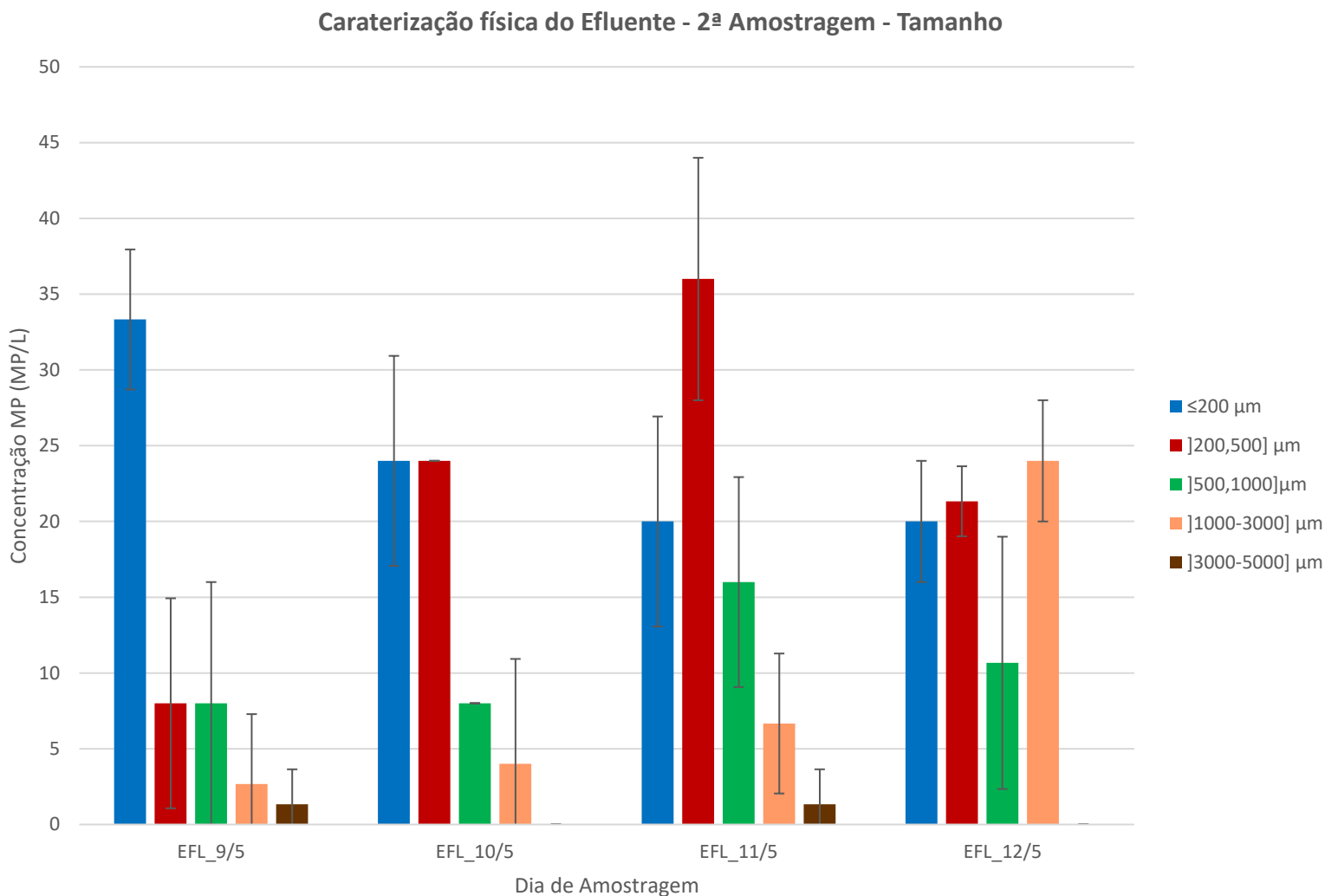


Gráfico 24 – Concentrações dos diferentes tamanhos de MP encontrados no efluente da 2ª amostragem

3.2.4. Caraterização física da Lama Flotada (secundária)

Relativamente às cores dos MP presentes neste ponto de amostragem é possível verificar uma maior abundância de partículas de cor preta, com concentração a variar entre 56-65 MP/g, partículas de cor azul, com concentração a variar entre 16-26 MP/g e partículas transparentes, com concentração a variar entre 19-24 MP/g. O gráfico 25 representa as concentrações das diferentes cores de MP encontrados na lama flotada da 2ª amostragem.

Caraterização física da Lama Flotada (secundária) - 2ª Amostragem - Cor

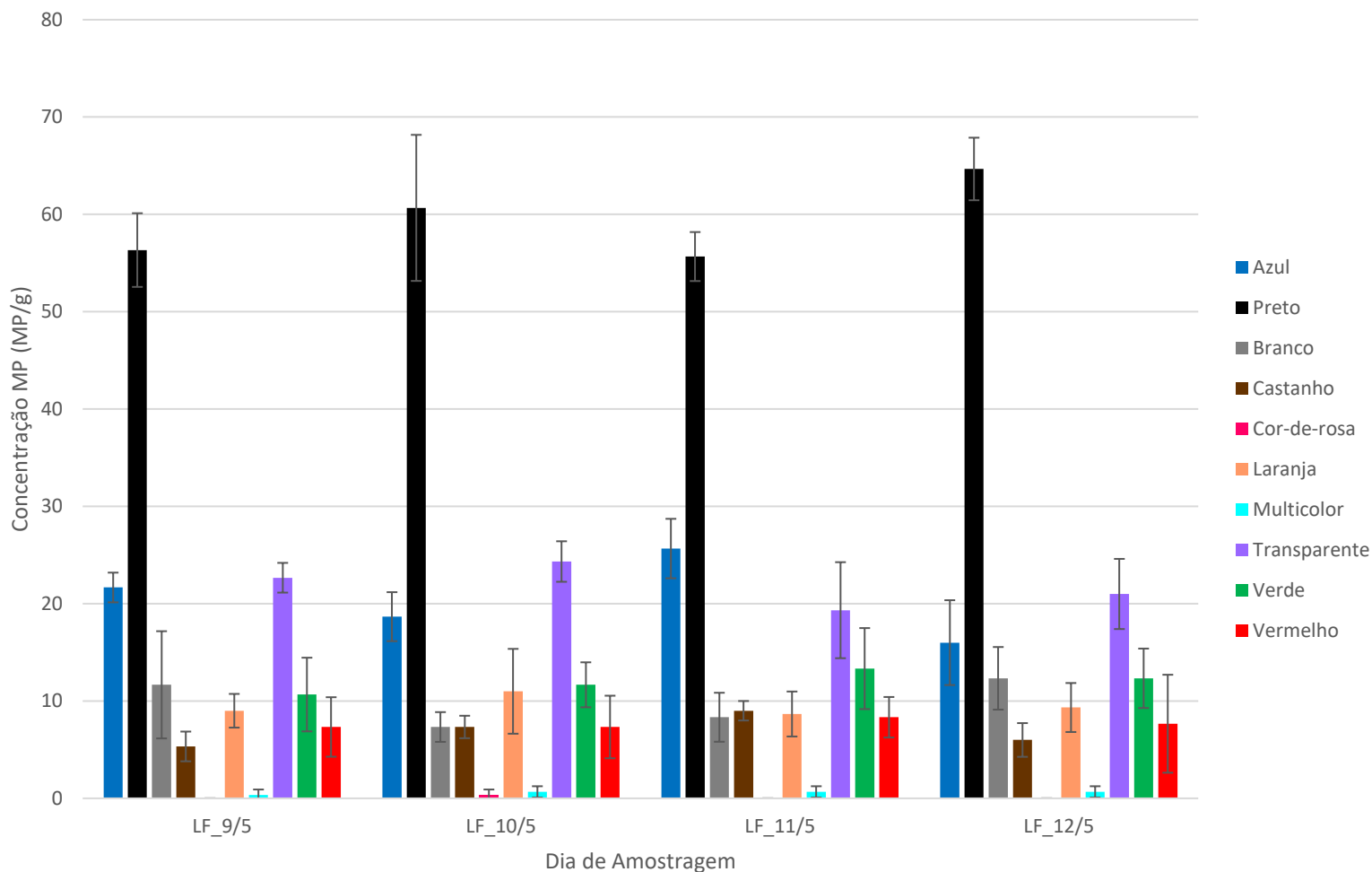


Gráfico 25 – Concentrações das diferentes cores de MP encontrados na lama flotada da 2ª amostragem

Verifica-se também que este tipo de lama apresenta concentrações mais elevadas de MP na forma de fibras e de fragmentos, variando estas entre 55-61 MP/g e 69-78 MP/g. No gráfico 26 é possível observar as concentrações das diferentes formas de MP encontrados na lama flotada da 2ª amostragem.

Caraterização física da Lama Flotada (secundária) - 2ª Amostragem - Forma

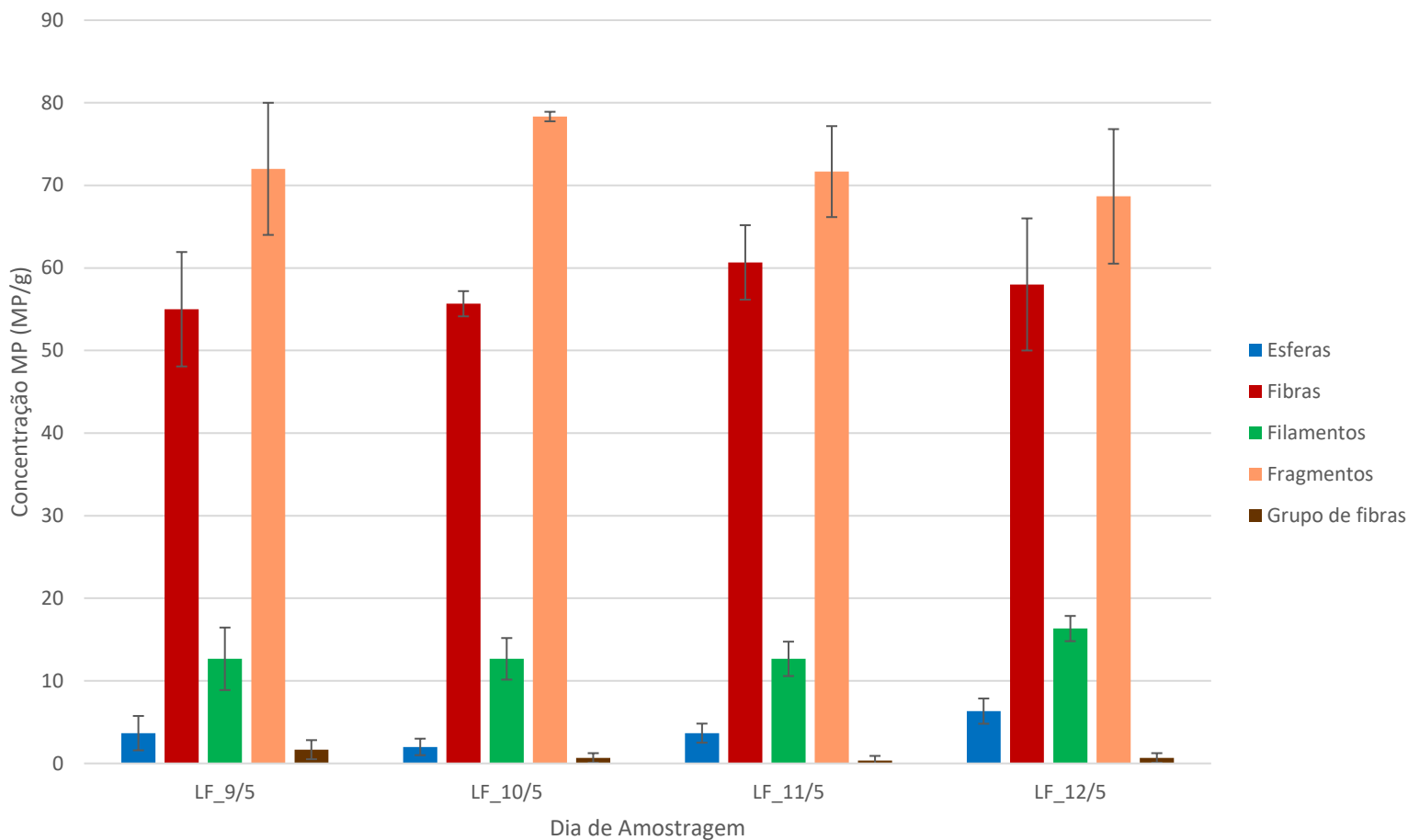


Gráfico 26 – Concentrações das diferentes formas de MP encontrados na lama flotada da 2ª amostragem

No que diz respeito ao tamanho dos MP encontrados neste ponto de amostragem constata-se a existência de concentrações elevadas de partículas com comprimento $\leq 200 \mu\text{m}$ (33-44 MP/g), comprimento de $]200,500] \mu\text{m}$ (53-60 MP/g), comprimento de $]500-1000] \mu\text{m}$ (24-40 MP/g) e com comprimento de $]1000-3000] \mu\text{m}$ (18-25 MP/g). As concentrações dos diferentes tamanhos de MP presentes na lama flotada da 2ª amostragem encontram-se representadas no gráfico 27.

Caraterização física da Lama Flotada (secundária) - 2ª Amostragem - Tamanho

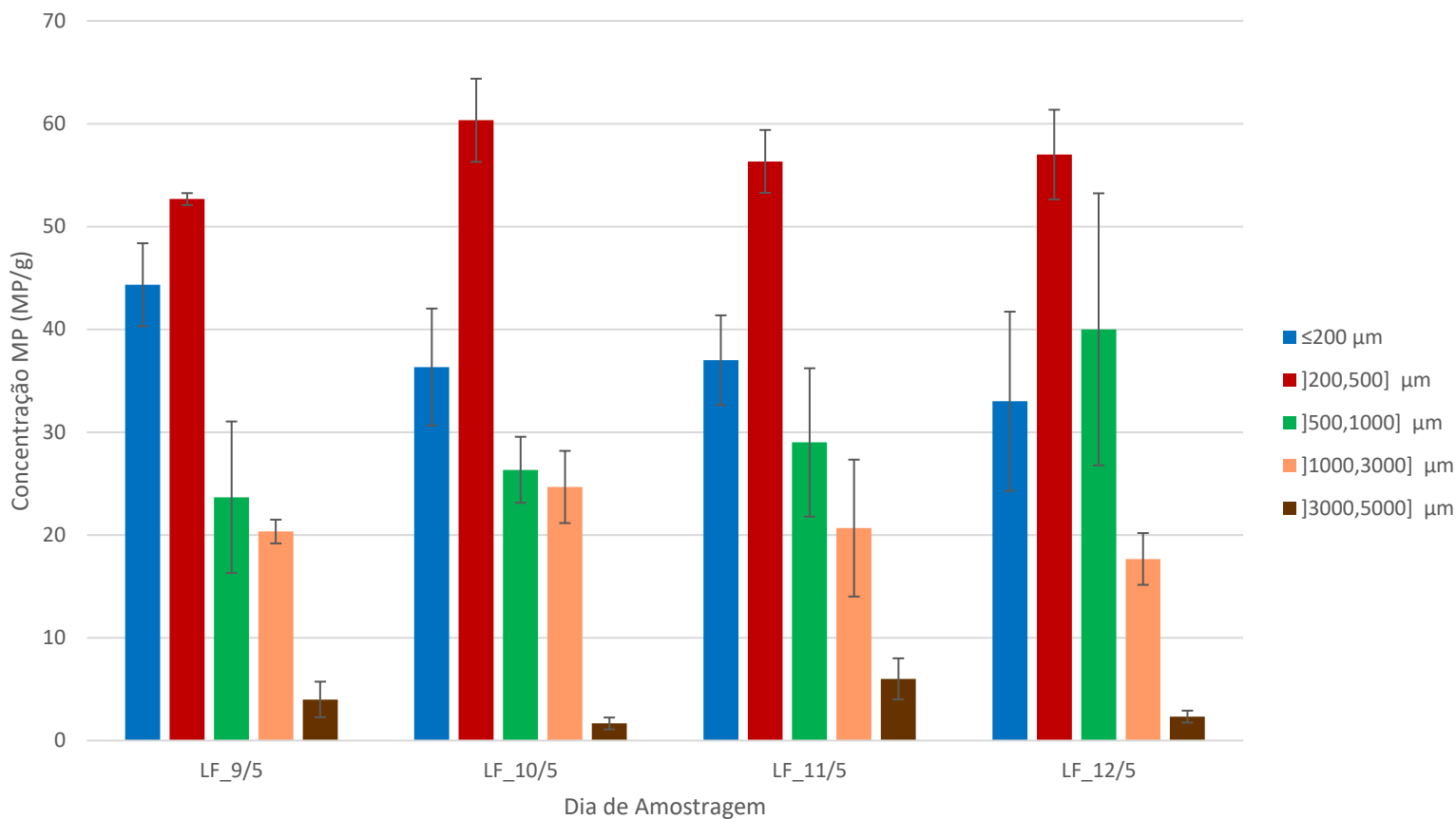


Gráfico 27 – Concentrações dos diferentes tamanhos de MP encontrados na lama flotada da 2ª amostragem

3.2.5. Caraterização física da Lama Desidratada

Tendo em conta as cores dos MP presentes neste tipo de lama verifica-se que as partículas de cor preta são as mais abundantes, com concentração a variar entre 57-73 MP/g. O gráfico 28 apresenta as diferentes concentrações das cores dos MP presentes na lama desidratada da 2ª amostragem.

Caraterização física da Lama Desidratada - 2ª Amostragem - Cor

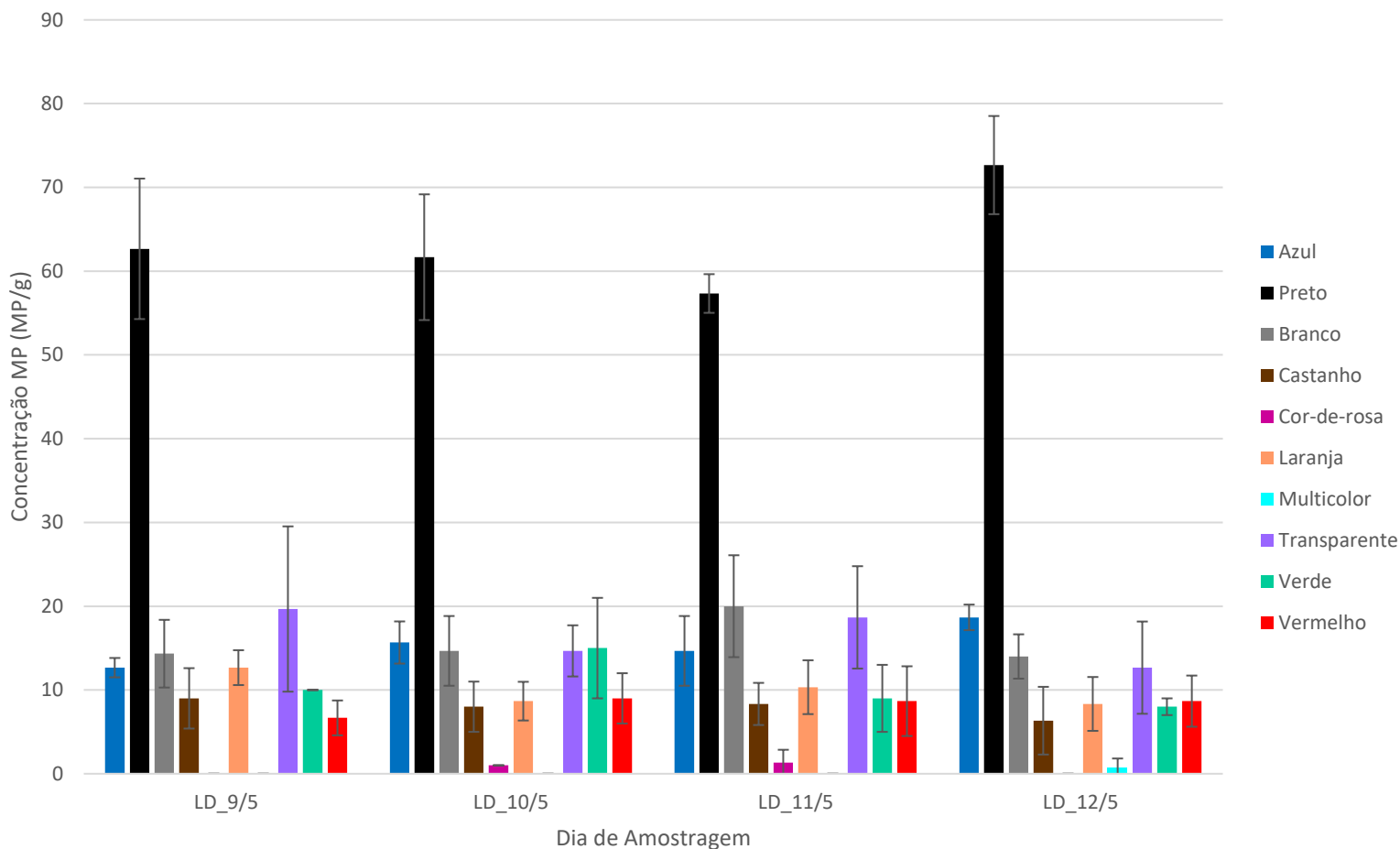


Gráfico 28 – Concentrações das diferentes cores de MP encontrados na lama desidratada da 2ª amostragem

Tendo em contas as formas dos MP existentes na lama desidratada é possível verificar uma maior abundância de partículas na forma de fibras e fragmentos, cujas concentrações variam entre 45-65 MP/g e 74-84 MP/g, respetivamente. As concentrações das diferentes formas de MP observados na lama desidratada da 2ª amostragem encontram-se no gráfico 29.

Caraterização física da Lama Desidratada - 2ª Amostragem - Forma

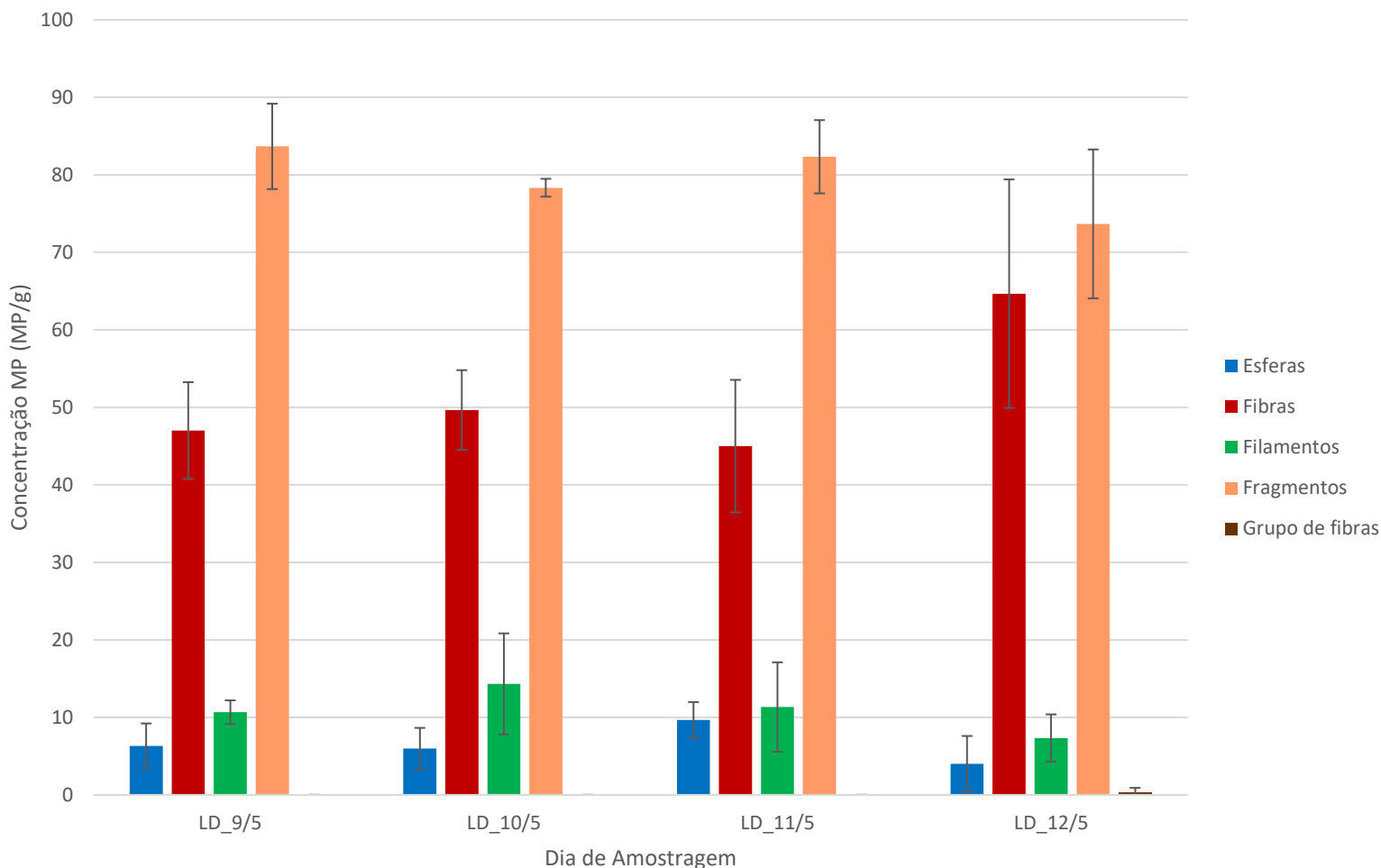


Gráfico 29 – Concentrações das diferentes formas de MP encontrados na lama desidratada da 2ª amostragem

Neste tipo de lama verifica-se também uma maior concentração de MP com tamanho $\leq 200 \mu\text{m}$ (48-57 MP/g), com tamanho de $]200,500] \mu\text{m}$ (50-59 MP/g) e com tamanho de $]500,1000] \mu\text{m}$ (23-25 MP/g). O gráfico 30 apresenta as concentrações dos diferentes tamanhos dos MP encontrados na lama desidratada da 2ª amostragem.

Caraterização física da Lama Desidratada - 2ª Amostragem - Tamanho

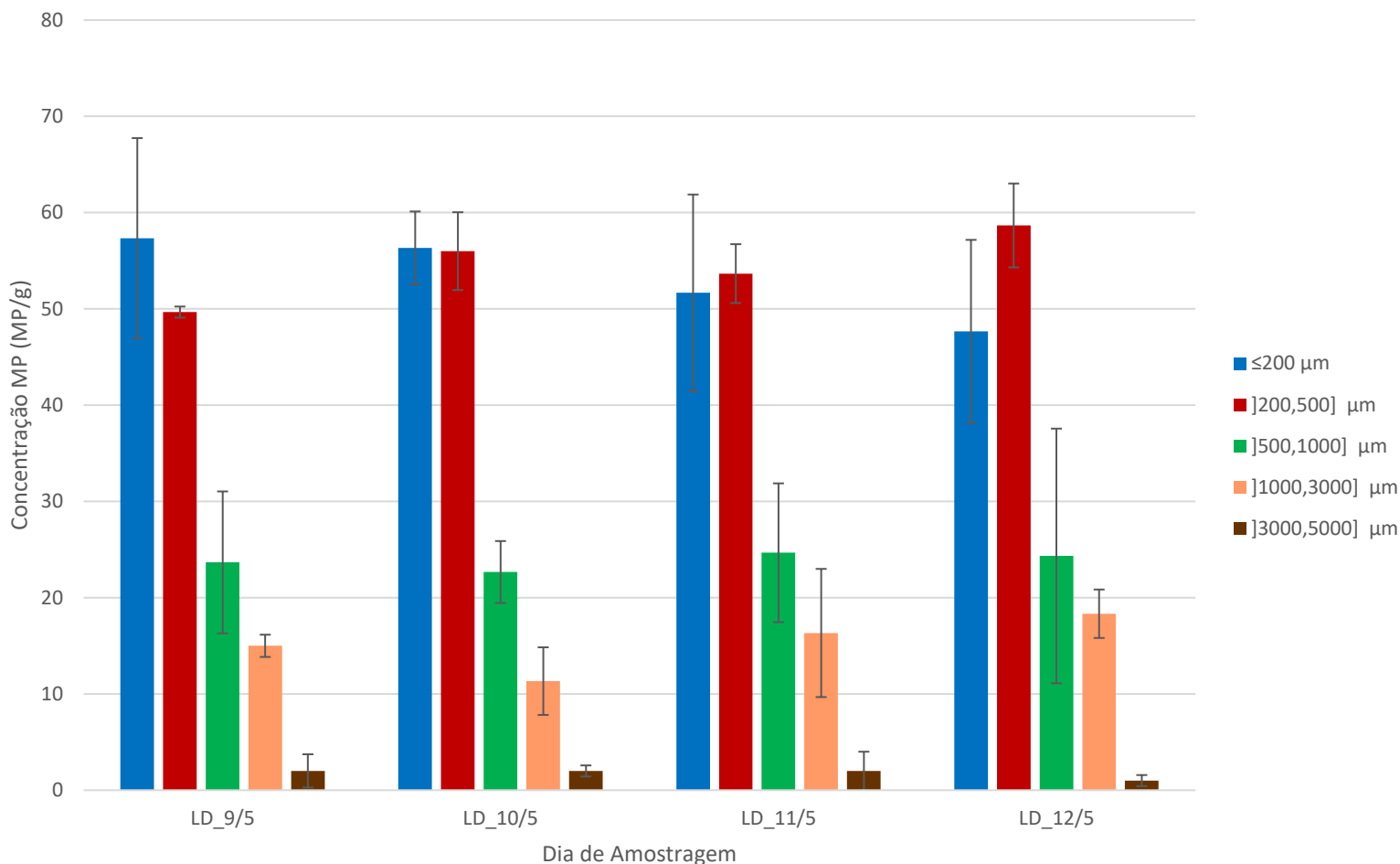


Gráfico 30 – Concentrações dos diferentes tamanhos de MP encontrados na lama desidratada da 2ª amostragem

3.3. Fluxo diário de Microplásticos ao longo do processo de tratamento da ETAR

Após realização da caraterização física dos microplásticos, e com base nos volumes de produção diária da ETAR, estimou-se o fluxo diário de microplásticos em ambas as épocas de amostragem.

Durante a 1ª amostragem foi possível verificar diferenças significativas na concentração de MP entre o afluente (entrada) e o efluente (saída), com $p\text{-value} < 0,001$, Anova 1 fator. O fluxo diário de MP nesta amostragem encontra-se representado no gráfico 31 e 32.

Fluxo diário de Microplásticos - 1ª Amostragem - Fase líquida

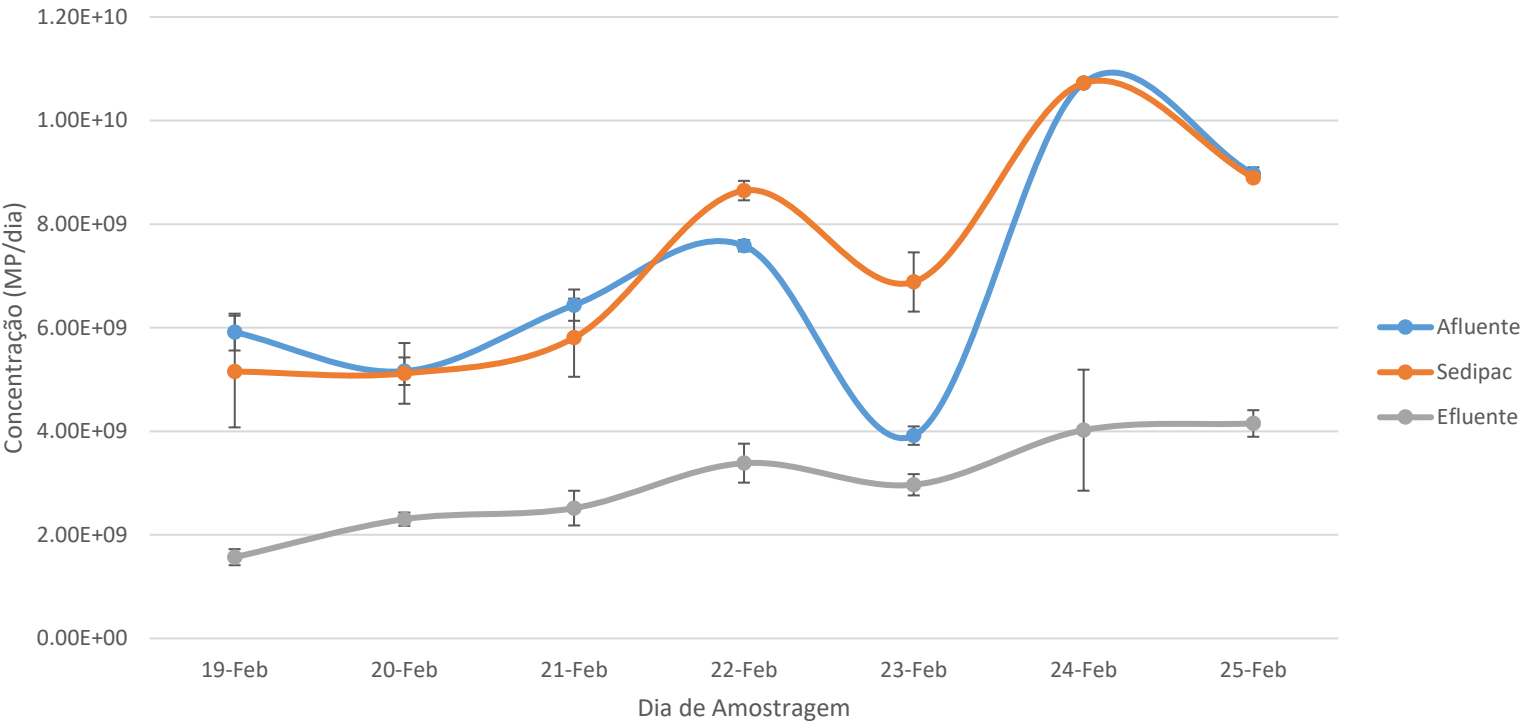


Gráfico 31 – Fluxo diário de MP – 1ª amostragem – Fase líquida

Fluxo diário de Microplásticos - 1ª Amostragem - Fase sólida

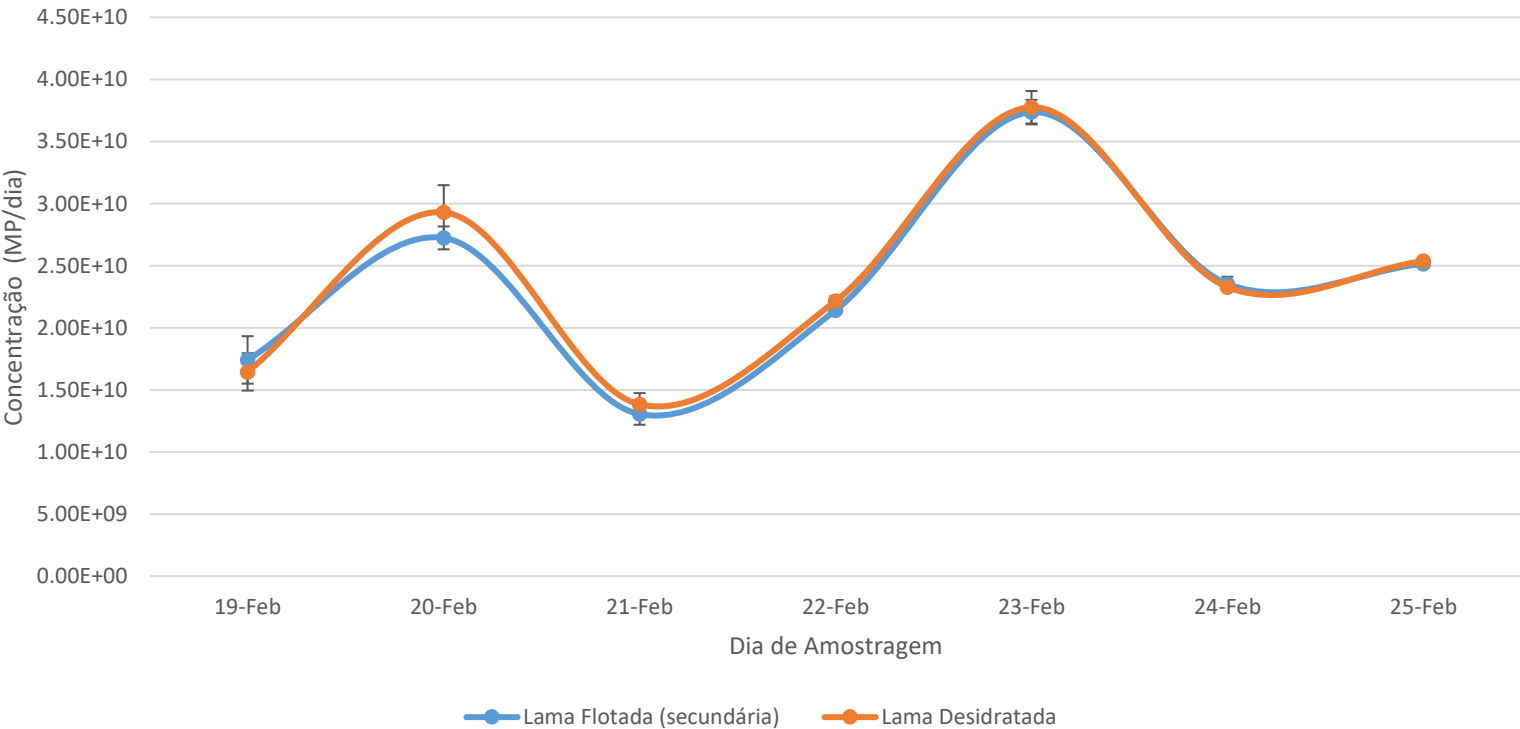


Gráfico 32 – Fluxo diário de MP – 1ª amostragem – Fase sólida

Estimou-se uma entrada de cerca de $6,96 \times 10^9$ MP/dia, sendo que no dia 23 de fevereiro verifica-se um decréscimo na concentração de MP que chegam à ETAR, possivelmente devido à ocorrência de precipitação nesse dia e consequente diluição das amostras. No dia 22 de fevereiro verifica-se um aumento da concentração de MP entre o afluente e a saída do Sedipac, devido possivelmente a acumulação de MP nas tubagens da ETAR. A libertação de microplásticos por parte da ETAR foi também determinada, libertando cerca de $2,99 \times 10^9$ MP/dia na fase líquida (efluente) e cerca de $2,40 \times 10^{10}$ MP/dia na fase sólida (lama desidratada).

Na 2ª amostragem verificaram-se também diferenças significativas entre a concentração de MP presentes no afluente (entrada) e no efluente (saída), com $p\text{-value} < 0,001$, Anova 1 fator. Os gráficos 33 e 34 representam o fluxo diário de microplásticos nesta amostragem.

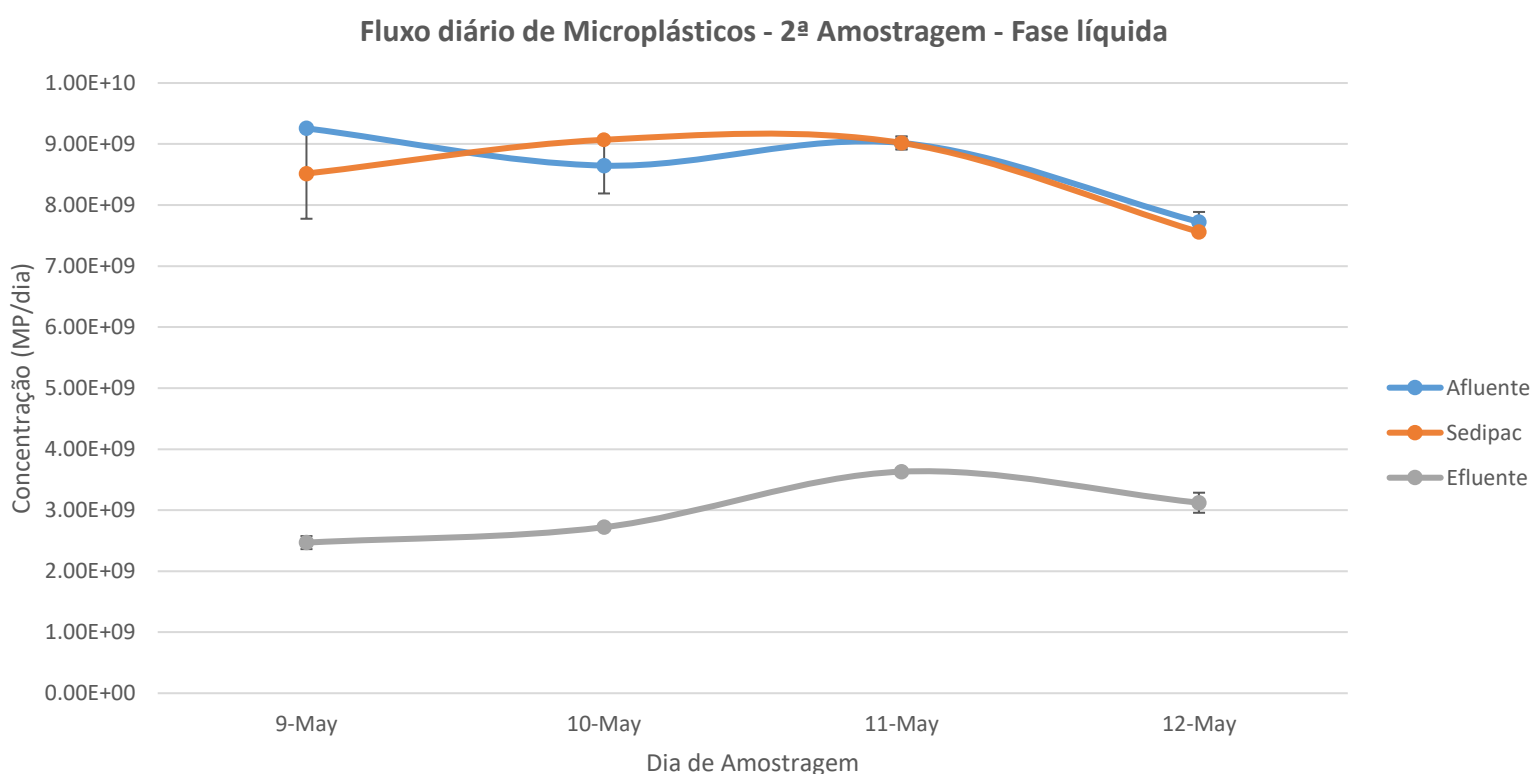


Gráfico 33 – Fluxo diário de MP – 2ª amostragem – Fase líquida

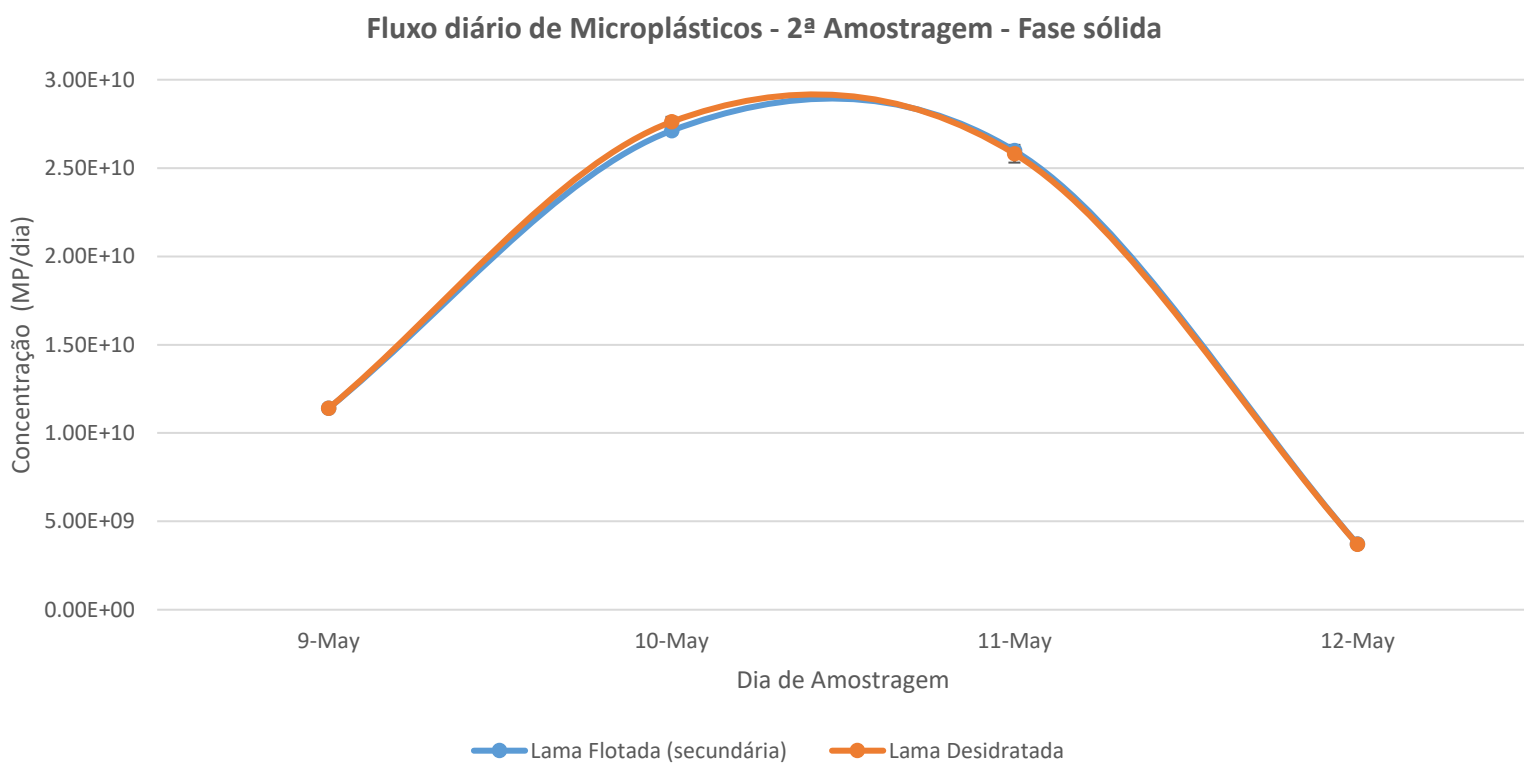


Gráfico 34 – Fluxo diário de MP – 2ª amostragem – Fase sólida

Foi estimado para esta amostragem uma entrada de cerca de 8.65×10^9 MP/dia, sendo que no dia 10 de maio existe uma concentração superior de MP à saída do Sedipac quando comparado com o afluente, mais uma vez devido possivelmente à acumulação de MP nas tubagens da ETAR. Houve, nesta amostragem, uma libertação de 2.99×10^9 MP/dia na fase líquida (valor igual ao da 1ª amostragem), e uma libertação de 1.71×10^{10} MP/dia na fase sólida.

Assim sendo, a carga de MP na descarga final de efluentes e lamas nos ecossistemas recetores é ainda substancial. Tendo em conta as duas amostragens, não se verificam diferenças significativas quer na entrada quer na libertação de MP, podendo assim afirmar-se que o processo de gradagem, que se encontrava inoperacional na 1ª amostragem, não teve efeito na concentração de MP. Tendo em conta ETARs da mesma tipologia e a concentração de MP que é libertada na fase líquida, a ETAR de Gaia Litoral liberta valores mais elevados de MP quando comparado, por exemplo, com a ETAR Cabezo Beaza, em Espanha, que liberta diariamente cerca de $6,7 \times 10^6$

microplásticos (Bayo *et al.*, 2020). No que diz respeito à libertação de MP na fase sólida, a ETAR de Gaia Litoral liberta valores semelhantes de MP quando comparada com uma ETAR em Zhengzhou, na China, com sistema de tratamento semelhante, que liberta diariamente cerca de $3,15 \times 10^8$ MP (Ren *et al.*, 2020). Na tabela 2 podemos observar e comparar diferentes resultados relativos à libertação de MP para o ambiente de diversas ETARs com processos de tratamento semelhantes / diferentes do processo de tratamento da ETAR de Gaia Litoral.

Tabela 2 – Quantidade de MP libertada diariamente, por parte das ETARs referidas, para o meio recetor

Localização da ETAR	Processo de Tratamento	MP libertados por dia	Referências
<u>Portugal, Gaia - ETAR Urbana e Industrial</u>	Primário, Secundário (lamas ativadas) e Terciário (radiação UV)	$2,99 \times 10^9$ - $2,40 \times 10^{10}$	Presente estudo
Espanha, Cádiz - ETAR Urbana	Primário e Secundário (lamas ativadas)	$1,49$ - $1,94 \times 10^9$	Franco <i>et al.</i> , 2021
França, Paris - ETAR Urbana	Primário e Secundário (biofiltração)	$8,4 \times 10^9$	Dris <i>et al.</i> , 2018
Canadá, Vancouver - ETAR Urbana	Primário, Secundário (filtros de decantação)	$3,2$ - $9,7 \times 10^7$	Gies <i>et al.</i> , 2018
Austrália, Sydney - ETAR Urbana	Primário, Secundário (tratamento biológico) e Terciário (osmose reversa)	$3,60 \times 10^6$	Ziajahromi <i>et al.</i> , 2017

3.4. Taxa de remoção de Microplásticos na ETAR de Gaia Litoral

Tendo em consideração os volumes de produção diária e as diferenças de concentrações de MP entre afluente (entrada) e efluente (saída), foi possível calcular as taxas de remoção de microplásticos na fase líquida, em ambas as amostragens. Foi obtida uma taxa de remoção de microplásticos de 57.5% na 1ª amostragem e uma taxa de remoção de 65% na segunda amostragem, como se pode observar no gráfico 35. No que diz respeito à fase sólida foi possível observar um aumento da concentração de MP entre a lama flotada e a lama desidratada, de cerca de 2% na 1ª amostragem e um aumento de cerca de 0,20% na 2ª amostragem.

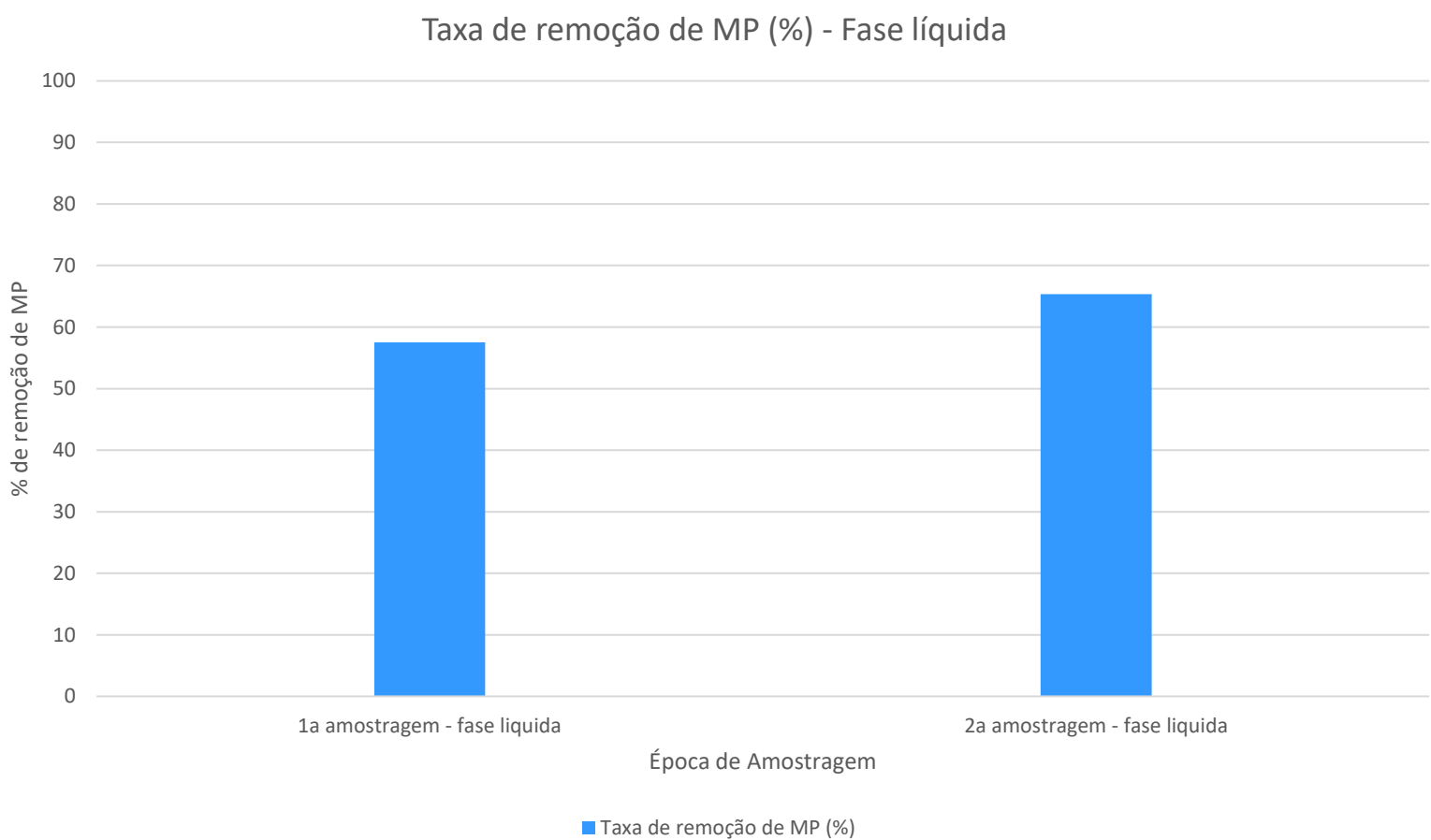


Gráfico 35 – Taxa de remoção de MP em ambas as amostragens – Fase líquida

Comparando estes resultados com a literatura, e tendo em conta ETARs com o mesmo processo de tratamento, verifica-se que a ETAR de Gaia Litoral, após o processo de tratamento, apresenta uma remoção de MP um pouco inferior quando comparada com a ETAR de Guheshwori, no Nepal, que apresenta uma taxa de remoção de MP de aproximadamente 72,5% (Bastakoti *et al.*, 2024), e com uma ETAR localizada em Omã, cuja taxa de remoção de MP é de 82,5 % (Al-Amri *et al.*, 2024).

Iyare *et al.*, 2020 constatou uma eficácia de remoção de MP de 69 e 92 %, para duas ETARs localizadas na França e Finlândia, respetivamente, que não utilizam o processo de lamas ativadas como tratamento secundário, mas sim biofiltração e filtros de decantação, respetivamente. Comparando estes resultados com os obtidos para a ETAR de Gaia Litoral, é possível observar uma maior eficácia na remoção de MP para as ETARs que não utilizam o processo de lamas ativadas. Podemos assim afirmar que

a ETAR de Gaia Litoral terá de ter em atenção a recirculação das lamas para o tratamento secundário. Assim, uma das opções para melhorar a eficiência da retenção de MP, poderá envolver um novo processo de filtração, utilizando filtros com poros de tamanho inferior aos utilizados nas fases de tratamento anteriores, após a saída das lamas do tanque de lamas mistas e antes da entrada das lamas no tanque de digestão anaeróbia.

Na tabela 3 observa-se a eficácia de remoção de MP em diferentes ETARs com processo de tratamento semelhantes / diferentes do processo de tratamento da ETAR de Gaia Litoral.

Tabela 3 – Taxa de remoção de MP, por parte das ETARs referidas, durante o processo de tratamento

Localização da ETAR	Processo de Tratamento	Eficácia de remoção de MP	Referências
<u>Portugal, Gaia - ETAR Urbana e Industrial</u>	Primário, Secundário (lamas ativadas) e Terciário (radiação UV)	57,5 - 65 %	Presente estudo
Espanha, Cádiz - ETAR Urbana	Primário e Secundário (lamas ativadas)	91 - 97 %	Franco <i>et al.</i> , 2021
França, Paris - ETAR Urbana	Primário e Secundário (biofiltração)	83 - 95 %	Dris <i>et al.</i> , 2018
Canadá, Vancouver - ETAR Urbana	Primário, Secundário (filtros de decantação)	97 - 99 %	Gies <i>et al.</i> , 2018
Finlândia, Kenkaveronniemi - ETAR Municipal	Primário, Secundário e Terciário (bioreator de membrana)	98,30%	Lares <i>et al.</i> , 2019

3.5. Concentração de MP por cada 1000 habitantes

Sabendo que a ETAR de Gaia Litoral abrange cerca de 300 mil habitantes, foi possível calcular a concentração de MP que cada mil habitantes contribui para a ETAR, em ambas as amostragens (gráfico 36).

Na 1ª amostragem observou-se uma contribuição de 0,21 MP/L, na fase líquida, e uma contribuição de 0,52 MP/g, na fase sólida, por cada mil habitantes. No que diz respeito à 2ª amostragem observou-se uma contribuição de 0,22 MP/L, na fase líquida, e uma contribuição de 0,49 MP/g, na fase sólida, por cada mil habitantes.

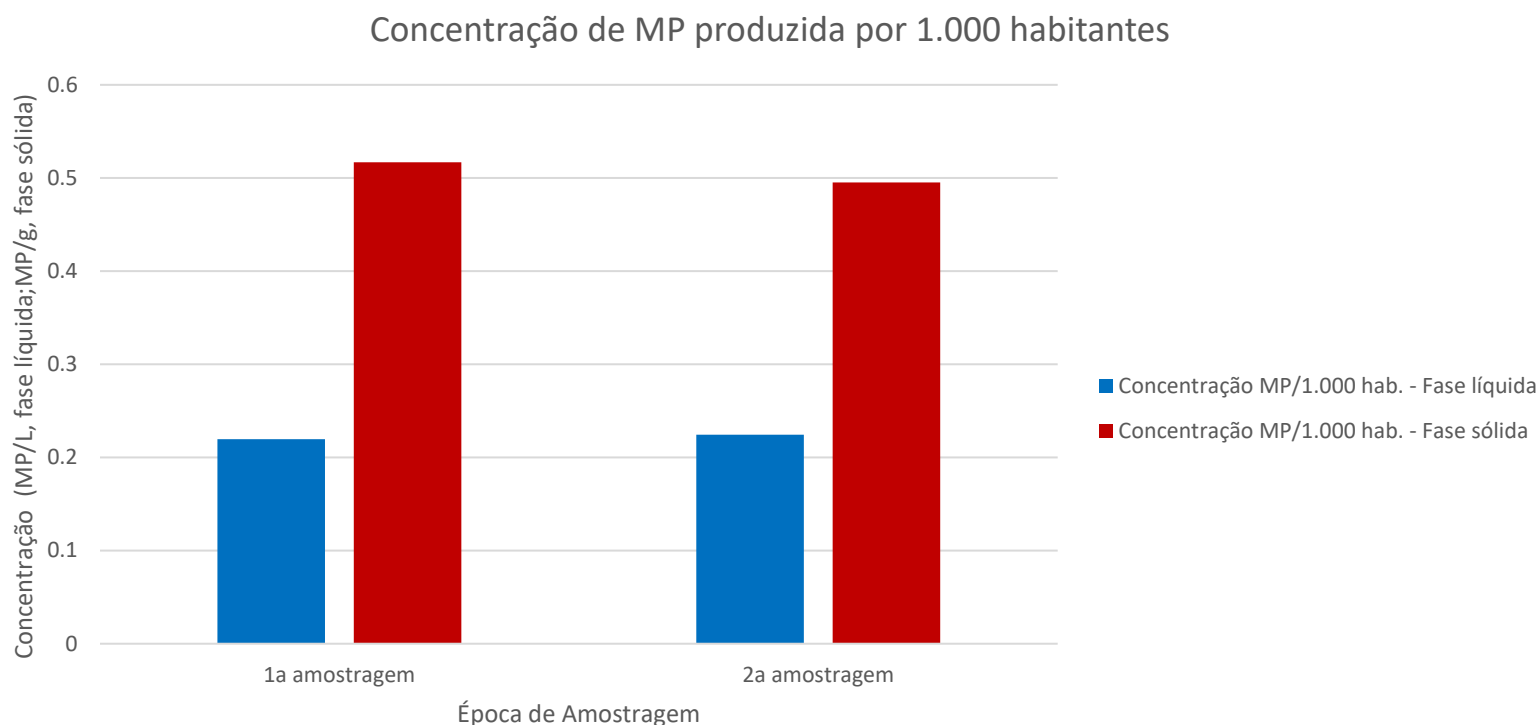


Gráfico 36 – Concentração de MP produzida por mil habitantes

Conclusões e Perspetivas futuras

Com a utilização generalizada de produtos de plástico, os MP estão a emergir como um novo contaminante na nossa vida quotidiana. Nos últimos anos, investigadores reconheceram os riscos dos MP no ambiente existindo um aumento do investimento no desenvolvimento de tecnologias eficientes de remoção de MP. No entanto, não é possível eliminar completamente os microplásticos das descargas finais das ETARs sendo os MP removidos frequentemente devolvidos ao ambiente sobretudo através das lamas, visto que estas possuem concentrações mais elevadas de MP quando comparadas com o efluente. Deste modo, este trabalho corrobora dados anteriores obtidos em outras áreas geográficas, que identificam a produção de lamas como uma etapa importante para diminuir a entrada de MP no ambiente.

De uma forma geral, a ETAR de Gaia Litoral recebe e liberta maioritariamente microplásticos na forma de fibras e fragmentos, de cor azul ou preta, e com

comprimentos que variam de valores $\leq 200 \mu\text{m}$ até valores de $3000 \mu\text{m}$ (por vezes superior). Esta ETAR apresenta taxas de remoção de MP de 57.5% e 65% na 1ª e 2ª amostragem, respetivamente. Estes dados sugerem a necessidade de ter em atenção a retenção de microplásticos existente na ETAR de Gaia Litoral, uma vez que esta não apresenta diferenças significativas na concentração de MP entre o afluente e a saída do Sedipac (fim do tratamento primário), sendo por vezes esta concentração de MP superior à saída do Sedipac. As lamas também apresentam um aumento na concentração de MP ao longo do processo de tratamento, o que é expectável, sendo por vezes superior a concentração de MP na lama desidratada quando comparada com a fase líquida da ETAR.

Sabendo que a ETAR não recebe apenas efluentes industriais, mas também efluentes domésticos, foi possível verificar uma grande contribuição de MP por parte dos habitantes que são abrangidos pela ETAR de Gaia Litoral.

Assim sendo, os resultados do presente estudo confirmam que as ETARs podem ser uma fonte de MP no ambiente. Por conseguinte, trabalhos futuros deverão centrar-se no desenvolvimento de tecnologias novas/melhoradas para diminuir a carga de MP no efluente final bem como nas lamas, e também na otimização de metodologias para o tratamento de amostras de água residual e amostras de sedimento (lamas), contribuindo assim para atenuar a contaminação dos ambientes aquáticos por MP.

Futuramente está a ser planeada uma caracterização química dos MP presentes na ETAR de Gaia Litoral, com recurso ao FTIR (*Fourier transform infrared spectroscopy*), de modo a identificar os polímeros presentes. Por questões técnicas não foi ainda possível a realização desta caracterização química.

Referências Bibliográficas

- A. Menéndez-Manjón, R. Martínez-Díez, D. Sol, A. Laca, A. Laca, A. Rancano, M. Díaz, Long-term occurrence and fate of microplastics in WWTPs: a case study in Southwest Europe, Appl. Sci. 12 (2022) 2133, <https://doi.org/10.3390/app12042133>.
- A.S. Reddy, A.T. Nair, The fate of microplastics in wastewater treatment plants: An overview of source and remediation technologies, Environ. Technol. Innov. 28 (2022), 102815, <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102815>.

Al-Amri, A., Yavari, Z., Nikoo, M.R., Karimi, M., 2024. Microplastics removal efficiency and risk analysis of wastewater treatment plants in Oman. *Chemosphere* 359, 142206.

Alavian Petroody, S. S., Hashemi, S. H. & van Gestel, C. A. M. 2020 Factors affecting microplastic retention and emission by a Wastewater treatment plant on the southern coast of Caspian Sea. *Chemosphere* 261, 128179. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128179>.

Bastakoti, S., Adhikari, A., Thaiba, B.M., Neupane, B.B., Gautam, B.R., Dangi, M.B., Giri, B., 2024. Characterization and removal of microplastics in the guheshwori wastewater treatment plant, Nepal. *Sci. Total Environ.* 935, 173324.

Blair, R.M., Waldron, S., Gauchotte-Lindsay, C., 2019. Average daily flow of microplastics through a tertiary wastewater treatment plant over a ten-month period. *Water Res.* 163, 114909 <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114909>.

Burton, F.L., Stensel, H. David, Tchobanoglous, G., 2014. *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*, fifth ed. McGraw-Hill Higher Education, New York.

C. Akarsu, H. Kumbur, K. Gökdağ, A.E. Kideys, A. Sanchez-Vidal, Microplastics composition and load from three wastewater treatment plants discharging into Mersin Bay, NorthEastern Mediterranean Sea, *Mar. Pollut. Bull.* 150 (2020), 110776, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110776>.

Chubarenko, I., et al., 2016. On some physical and dynamical properties of microplastic particles in marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 108, 105-112.

Cole, M., et al., 2016. Microplastics alter the properties and sinking rates of zooplankton faecal pellets. *Environ. Sci. Technol.* 50, 3239-3246.

Conley, K., Clum, A., Deepe, J., Lane, H. & Beckingham, B. 2019 Wastewater treatment plants as a source of microplastics to an urban estuary: removal efficiencies and loading per capita over one year. *Water Research X* 3, 100030. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2019>.

Conley, K., Clum, A., Deepe, J., Lane, H., Beckingham, B., 2019. Wastewater treatment plants as a source of microplastics to an urban estuary: removal efficiencies and loading per capita over one year. *Water Res.* 3, 100030 <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2019.100030>.

Cozar, A., et al., 2014. Plastic debris in the open ocean. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 111, 10239–10244.

Dey, T. K., Uddin, M. E. & Jamal, M. 2021 Detection and removal of microplastics in wastewater: evolution and impact. *Environmental Science and Pollution Research* 28, 16925–16947. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12943-5>.

Dris, R., Gasperi, J., Tassin, B., 2018. Sources and fate of microplastics in urban areas: a focus on Paris megacity. In: Wagner, M., Lambert, S. (Eds.), *Freshwater Microplastics. The Handbook of Environmental Chemistry*. 58. Springer, Cham.

E.A. Ben-David, M. Habibi, E. Haddad, M. Hasanin, D.L. Angel, A.M. Booth, I. Sabbah, Microplastic distributions in a domestic wastewater treatment plant: removal efficiency, seasonal variation and influence of sampling technique, *Sci. Total Environ.* 752 (2021), 141880.

Edo, C., González-Pleiter, M., Leganés, F., Fernández-Piñas, F. & Rosal, R. 2020 Fate of microplastics in wastewater treatment plants and their environmental dispersion with effluent and sludge. *Environmental Pollution* 259, 113837. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113837>.

Eerkes-Medrano, D., Thompson, R.C., Aldridge, D.C., 2015. Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Res.* 75, 63e82.

F. Yuan, H. Zhao, H. Sun, J. Zhao, Y. Sun, Abundance, morphology, and removal efficiency of microplastics in two wastewater treatment plants in Nanjing, China, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 28 (2021) 9327–9337.

Franco, A. A., Arellano, J. M., Albendín, G., Rodríguez-barroso, R., Quiroga, J. M. & Coello, M. D. 2021 Science of the total environment microplastic pollution in wastewater treatment plants in the city of Cádiz : abundance, removal efficiency and presence in receiving water body. *Science of the Total Environment* 776, 145795. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145795>.

Gies, E. A., Lenoble, J. L., Noël, M., Etemadifar, A., Bishay, F., Hall, E. R. & Ross, P. S. 2018 Retention of microplastics in a major secondary wastewater treatment plant in Vancouver, Canada. *Marine Pollution Bulletin* 133, 553–561. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018>.

Gündogdu, S., Çevik, C., Güzel, E. & Kilercioğlu, S. 2018 Microplastics in municipal wastewater treatment plants in Turkey: a comparison of the influent and secondary effluent concentrations. *Environmental Monitoring and Assessment* 190, 626. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-7010-y>.

H. Sharifi, H. Movahedian Attar, B. Bina, Occurrence and removal of microplastics in a municipal wastewater treatment plant with conventional activated sludge process: a case study in Isfahan, Iran, *Environ. Health Eng. Manag. J.* 10 (1) (2023) 59–66, <https://doi.org/10.34172/EHEM.2023.07>.

H.J. Kwon, H. Hidayaturrahman, S.G. Peera, T.G. Lee, Elimination of microplastics at different stages in wastewater treatment plants, *Water* 14 (2022) 2404, <https://doi.org/10.3390/w14152404>.

Hamidian, A.H., Razeghi, N., Zhang, Y., Yang, M., 2019. Spatial distribution of arsenic in groundwater of Iran, a review. *J. Geochem. Explor.* 201, 88e98.

Harley-Nyang, D., Memon, F. A., Jones, N. & Galloway, T. 2022 Investigation and analysis of microplastics in sewage sludge and biosolids: a case study from one wastewater treatment works in the UK. *Science of the Total Environment* 823, 153735. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153735>.

Iyare, P.U., Ouki, S.K., Bond, T., 2020. Microplastics removal in wastewater treatment plants: a critical review. *Environ. Sci. (Camb)* 6, 2664–2675.

J. Bayo, S. Olmos, J. L´opez-Castellanos, Microplastics in an urban wastewater treatment plant: the influence of physicochemical parameters and environmental factors, *Chemosphere* 238 (2020), 124593.

J. Hernández Fernández, H. Cano, Y. Guerra, E. Puello Polo, J.F. Ríos-Rojas, R. Vivas-Reyes, J. Oviedo, Identification and quantification of microplastics in effluents of wastewater treatment plant by differential scanning calorimetry (DSC), *Sustainability* 14 (2022) 4920, <https://doi.org/10.3390/su14094920>.

J.A. Conesa, N. Ortuño, Reuse of water contaminated by microplastics, the effectiveness of filtration processes: a review, *Energies* 15 (2022) 2432, <https://doi.org/10.3390/en15072432>.

K. Tadsuwan, S. Babel, Microplastic abundance and removal via an ultrafiltration system coupled to a conventional municipal wastewater treatment plant in Thailand, *J. Environ. Chem. Eng.* 10 (2022), 107142.

Kazour, M., Terki, S., Rabhi, K., Jemaa, S., Khalaf, G. & Amara, R. 2019 Sources of microplastics pollution in the marine environment: importance of wastewater treatment plant and coastal landfill. *Marine Pollution Bulletin* 146, 608–618. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.066>.

Kershaw, P., Rochman, C., 2015. Sources, Fate and Effects of Microplastics in the Marine Environment: Part 2 of a Global Assessment. Reports and studies-IMO/FAO/Unesco- IOC/WMO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP) Eng No. 93.

Kim, K. T. & Park, S. 2021 Enhancing microplastics removal from wastewater using electro-coagulation and granule-activated carbon with thermal regeneration. *Processes* 9.

L. Jiang, M. Chen, Y. Huang, J. Peng, J. Zhao, F. Chan, X. Yu, Effects of different treatment processes in four municipal wastewater treatment plants on the transport and fate of microplastics, *Sci. Total Environ.* 831 (2022), 154946, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154946>.

L. Zhang, J. Liu, Y. Xie, S. Zhong, P. Gao, Occurrence and removal of microplastics from wastewater treatment plants in a typical tourist city in China, *J. Clean. Prod.* 291 (2021), 125968.

Lagarde, F., et al., 2016. Microplastic interactions with freshwater microalgae: heteroaggregation and changes in plastic density appear strongly dependent on polymer type. *Environ. Pollut.* 215, 331–339.

Lage, I. A. F. 2019 Microplastics in Wastewater Treatment Plants in South-Eastern Norway: Detection and Critical Assessment of Methodology. Master thesis, University of South-Eastern Norway, Kongsberg, Norway.

Lares, M., Ncibi, M. C., Sillanpää, M. & Sillanpää, M. 2018 Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. *Water Research* 133, 236–246. <https://doi.org/10.1016/j.watres>.

Lares, M., Chaker Ncibi, M., Sillanpää, M., 2019. Intercomparison study on commonly used methods to determine microplastics in wastewater and sludge samples. *Environmental Science and Pollution Research* 26, 12109–12122.

Law, K.L., et al., 2010. Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre. *Science* 329, 1185–1188.

Lee, H. & Kim, Y. 2018 Treatment characteristics of microplastics at biological sewage treatment facilities in Korea. *Marine Pollution Bulletin* 137, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.050>.

Long, Z., Pan, Z., Wang, W., Ren, J., Yu, X., Lin, L., Lin, H., Chen, H. & Jin, X. 2019 Microplastic abundance, characteristics, and removal in wastewater treatment plants in a coastal city of China. *Water Research* 155, 255–265. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.028>.

Lusher, A.L., Hurley, R., Vogelsang, C., Nizzetto, L., Olsen, M., 2017. Mapping Microplastics in Sludge. Norwegian Institute for Water Research Report.

Lv, X., Dong, Q., Zuo, Z., Liu, Y., Huang, X. & Wu, W. M. 2019 Microplastics in a municipal wastewater treatment plant: fate, dynamic distribution, removal efficiencies, and control strategies. *Journal of Cleaner Production* 225, 579–586. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro>.

M. Bilgin, M. Yurtsever, F. Karadagli, Microplastic removal by aerated grit chambers versus settling tanks of a municipal wastewater treatment plant, *J. Water Process Eng.* 38 (2020), 101604.

Magni, S., Binelli, A., Pittura, L., Avio, C. G., Della Torre, C., Parenti, C. C., Gorbi, S. & Regoli, F. 2019 The fate of microplastics in an Italian wastewater treatment plant. *Science of the Total Environment* 652, 602–610. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.269>.

Mahon, A.M., O’Connell, B., Healy, M.G., O’Connor, I., Officer, R., Nash, R., Morrison, L., 2017. Microplastics in sewage sludge: effects of treatment. *Environ. Sci. Technol.* 51 (2), 810–818. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04048>.

Martí, E., Martín, C., Galli, M., Echevarría, F., Duarte, C. M. & Cózar, A. 2020 The colors of the ocean plastics. *Environmental Science and Technology* 54, 6594–6601. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06400>.

Mason, S.A., Garneau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmann, K., Barnes, J., Fink, P., Papazissimos, D., Rogers, D.L., 2016. Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environ. Pollut.* 218, 1045e1054.

Mason, S.A., Garneau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmann, K., Barnes, J., Fink, P., Papazissimos, D., Rogers, D.L., 2016. Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environ. Pollut.* 218, 1045–1054.

Memória Descritiva – ETAR Gaia Litoral, 2020. Águas de Gaia, E.M., Memória descritiva e dimensionamento processual para o horizonte de projeto 2020.

Menéndez-Manjón, A., Martínez-Díez, R., Sol, D., Laca, A., Laca, A., Rancaño, A. & Díaz, M. 2022 Long-term occurrence and fate of microplastics in wwtps: a case study in southwest Europe. *Applied Sciences* 12. <https://doi.org/10.3390/app12042133>.

Miah, M.S., Uddin, K.R., Bhuiyan, N.U., 2012. Effluent Treatment Plant: A Tool for Protecting Environment from Pollution.

Mintenig, S.M., Int-Veen, I., L'öder, M.G.J., Primpke, S., Gerdts, G., 2017. Identification of microplastics in effluents of wastewater treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Res.* 108, 365–372. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.015>.

Mojoudi, F., Hamidian, A.H., Goodarzian, N., Eagderi, S., 2018. Effective removal of heavy metals from aqueous solution by porous activated carbon/thiol functionalized graphene oxide composite. *Desalination and Water Treatment* 124, 106e116.

Mojoudi, F., Hamidian, A.H., Zhang, Y., Yang, M., 2019. Synthesis and evaluation of activated carbon/Nanoclay/Thiolated graphene oxide Nanocomposite for lead (II) removal from aqueous solution. *Water Sci. Technol.* 79 (3), 466e479.

Montoto-Martínez, T., Hernández-Brito, J. J. & Gelado-Caballero, M. D. 2020 Pump-underway ship intake: an unexploited opportunity for marine strategy framework directive (msfd) microplastic monitoring needs on coastal and oceanic waters. *PLoS ONE* 15 (5), e0232744. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0232744>.

N. Oveis, M. Rafiee, A. Rahmatpour, A.S. Nejad, M. Hashemi, A. Eslami, Occurrence, identification, and discharge of microplastics from effluent and sludge of the largest WWTP in Iran—south of Tehran, *Water Environ. Res.* 94 (8) (2022), e10765, <https://doi.org/10.1002/wer.10765>.

Obbard, R.W., et al., 2014. Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. *Earth's Future*. 2, 315–320.

OECD, 2022. Global Plastics Outlook: Economic Drivers, Environmental Impacts and Policy Options.

P. Salmi, K. Ryymin, A.K. Karjalainen, A. Mikola, E. Uurasjärvi, J. Talvitie, Particle balance and return loops for microplastics in a tertiary-level wastewater treatment plant, *Water Sci. Technol.* 84 (1) (2021) 89.

Paul-Pont, I., Tallec, K., Gonzalez-Fernandez, C., Lambert, C., Vincent, D., Mazurais, D., Zambonino-Infante, J. L., Brotons, G., Lagarde, F., Fabioux, C., Soudant, P. & Huvet, A. 2018 Constraints and priorities for conducting experimental exposures of marine organisms to microplastics. *Frontiers in Marine Science* 5, 252. <https://doi:10.3389/fmars.2018.00252>.

Pinheiro, M., Martins, I., Raimundo, J., Caetano, M., Neuparth, T., Santos, M.M., 2023. Stressors of emerging concern in deep-sea environments: microplastics, pharmaceuticals, personal care products and deep-sea mining. *Sci. Total Environ.* 876, 162557 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162557>.

Pittura, L., Foglia, A., Akyol, Ç., Cipolletta, G., Benedetti, M., Regoli, F., Eusebi, A. L., Sabbatini, S., Tseng, L. Y., Katsou, E., Gorbi, S. & Fatone, F. 2021 Microplastics in real wastewater treatment schemes: comparative assessment and relevant inhibition effects on anaerobic processes. *Chemosphere* 262, 128415. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128415>.

Plastics Europe. 2021 Plastics Europe Association of Plastics Manufacturers Plastics – The Facts 2021 An Analysis of European Plastics Production. Demand and Waste Data.

Raju, S., Carbery, M., Kuttykattil, A., Senathirajah, K., Subashchandrabose, S., Evans, G., Thavamani, P., 2018. Transport and fate of microplastics in Wastewater treatment plants: implications to environmental health. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 17 (4), 637e653.

Reisser, J.W., et al., 2015. The Vertical Distribution of Buoyant Plastics at Sea: na Observationalstudy in the North Atlantic Gyre.

Ren, P. J., Dou, M., Wang, C., Li, G. Q. & Jia, R. 2020 Abundance and removal characteristics of microplastics at a wastewater treatment plant in Zhengzhou. *Environmental Science and Pollution Research* 27, 36295–36305. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09611-5>.

- S. Acarer, Microplastics in wastewater treatment plants: sources, properties, removal efficiency, removal mechanisms, and interactions with pollutants, *Water Sci. Technol.* 87 (3) (2023) 685–710, <https://doi.org/10.2166/wst.2023.022>.
- S. Dong, P. Gao, B. Li, L. Feng, Y. Liu, Z. Du, L. Zhang, Occurrence and migration of microplastics and plasticizers in different wastewater and sludge treatment units in municipal wastewater treatment plant, *Front. Environ. Sci. Eng.* 16 (2022) 142, <https://doi.org/10.1007/s11783-022-1577-9>.
- S. Hajji, M. Ben-Haddad, M.R. Abelouah, G.E. De-la-Torre, A.A. Alla, Occurrence, characteristics, and removal of microplastics in wastewater treatment plants located on the Moroccan Atlantic: the case of Agadir metropolis, *Sci. Total Environ.* 862 (2023), 160815, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160815>.
- S. Patil, P. Kamdi, S. Chakraborty, S. Das, A. Bafana, K. Krishnamurthi, S. Sivanesan, Characterization and removal of microplastics in a sewage treatment plant from urban Nagpur, India, *Environ. Monit. Assess.* 195 (2023) 47.
- S. Prajapati, M. Beal, J. Maley, M. Brinkmann, Qualitative and quantitative analysis of microplastics and microfiber contamination in effluents of the City of Saskatoon wastewater treatment plant, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 28 (2021) 32545–32553, <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12898-7>.
- Simon, M., van Alst, N., Vollertsen, J., 2018. Quantification of microplastics mass and removal rates at wastewater treatment plants applying Focal Plane Array (FPA)- based Fourier Transform Infrared (FT-IR) imaging. *Water Res.* 142, 1–9.
- Sun, J., Dai, X., Wang, Q., van Loosdrecht, M.C., Ni, B.-J., 2019. Microplastics in wastewater treatment plants: detection, occurrence and removal. *Water Res.* 152, 21e37.
- Tadsuwan, K. & Babel, S. 2021 Microplastic contamination in a conventional wastewater treatment plant in Thailand. *Waste Management and Research* 39, 754–761. <https://doi.org/10.1177/0734242X20982055>.
- V.K. Nandakumar, S.G. Palani, M.R.R. Varma, Interactions between microplastics and unit processes of wastewater treatment plants: a critical review, *Water Sci. Technol.* 85 (1) (2022) 496, <https://doi.org/10.2166/wst.2021.502>.

Van Do, M., Le, T. X. T., Vu, N. D. & Dang, T. T. 2022 Distribution and occurrence of microplastics in wastewater treatment plants. *Environmental Technology and Innovation* 26, 102286. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102286>.

Vollertsen, J., Hansen, A.A., 2017. Microplastic in Danish Wastewater: Sources, Occurrences and Fate. The Danish Environmental Protection Agency. Environment Project. 55, 1906. Available at: <http://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2017/mar/mikroplast-i-renseanlaeg>

Woodall, L.C., et al., 2014. The deep sea is a major sink for microplastic debris. 1. Royal Society open science, pp. 140317.

Wu, P., Huang, J., Zheng, Y., Yang, Y., Zhang, Y., He, F., Chen, H., Quan, G., Yan, J., Li, T., Gao, B., 2019. Environmental occurrences, fate, and impacts of microplastics. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 184, 109612

X. Meng, T. Bao, L. Hong, K. Wu, Occurrence characterization and contamination risk evaluation of microplastics in Hefei's urban wastewater treatment plant, *Water* 15 (2023) 686, <https://doi.org/10.3390/w15040686>.

Xu, C., Zhang, B., Gu, C., Shen, C., Yin, S., Aamir, M. & Li, F. 2020 Are we underestimating the sources of microplastic pollution in terrestrial environment? *Journal of Hazardous Materials* 400, 123228.

Xu, X., Jian, Y., Xue, Y., Hou, Q. & Wang, L. P. 2019 Microplastics in the wastewater treatment plants (wwtps): occurrence and removal. *Chemosphere* 235, 1089–1096. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.197>.

Y. Long, Z. Zhou, L. Yin, X. Wen, R. Xiao, L. Du, L. Zhu, R. Liu, Q. Xu, H. Li, R. Nan, S. Yan, Microplastics removal and characteristics of constructed wetlands WWTPs in rural area of Changsha, China: a different situation from urban WWTPs, *Sci. Total Environ.* 811 (2022), 152352.

Y. Zou, C. Ye, Y. Pan, Abundance and characteristics of microplastics in municipal wastewater treatment plant effluent: a case study of Guangzhou, China, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 28 (2021) 11572–11585.

Yang, L., Li, K., Cui, S., Kang, Y., An, L. & Lei, K. 2019 Removal of microplastics in municipal sewage from China's largest water reclamation plant. *Water Research* 155, 175–181. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.046>.

Yang, L., Li, K., Cui, S., Kang, Y., An, L. & Lei, K. 2019 Removal of microplastics in municipal sewage from China's largest water reclamation plant. *Water Research* 155, 175–181. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.046>.

Z. Long, Z. Pan, W. Wang, J. Ren, X. Yu, L. Lin, H. Lin, H. Chen, X. Jin, Microplastic abundance, characteristics, and removal in wastewater treatment plants in a coastal city of China, *Water Res.* 155 (2019) 255–265.

Zhang, Y., Wang, H., Xu, J., Su, X., Lu, M., Wang, Z. & Zhang, Y. 2021a Occurrence and characteristics of microplastics in a Wastewater treatment plant. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 107, 677–683. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03142-6>.

Ziajahromi, S., Neale, P. A., Rintoul, L. & Leusch, F. D. L. 2017 Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. *Water Research* 112, 93–99. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.042>.