



Universidade Estadual Paulista
"Júlio de Mesquita Filho"
Programa Interunidades

unesp 

Mestrado

Engenharia Civil e Ambiental

LUIZA OSTINI GOEHLER

**RELEVÂNCIA DAS PARTÍCULAS DE PNEU NO TOTAL DE
MICROPLÁSTICOS TRANSPORTADOS PELO ESCOAMENTO
SUPERFICIAL EM UMA ÁREA URBANA COM ELEVADA
IMPERMEABILIZAÇÃO**

Rio Claro

2022



LUIZA OSTINI GOEHLER

**RELEVÂNCIA DAS PARTÍCULAS DE PNEU NO TOTAL DE
MICROPLÁSTICOS TRANSPORTADOS PELO ESCOAMENTO
SUPERFICIAL EM UMA ÁREA URBANA COM ELEVADA
IMPERMEABILIZAÇÃO**

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Área de Concentração Saneamento

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo Braga Moruzzi

Co-orientadora: Prof. Dra. Luiza Cintra Campos (University College London - UCL)



Rio Claro

2022

G594r Goehler, Luiza Ostini
Relevância das partículas de pneu no total de microplásticos transportados pelo escoamento superficial em uma área urbana com elevada impermeabilização / Luiza Ostini Goehler. -- Bauru, 2022
87 f. : il., tabs., fotos, mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Engenharia, Bauru
Orientador: Rodrigo Braga Moruzzi
Coorientadora: Luiza Cintra Campos

1. Engenharia ambiental. 2. Urbanização. 3. Pneus. 4. Impermeabilização. 5. Plásticos. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Engenharia, Bauru. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DE LUIZA OSTINI GOEHLER, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL, DA FACULDADE DE ENGENHARIA - CÂMPUS DE BAURU.

Aos 11 dias do mês de novembro do ano de 2022, às 14:00 horas, por meio de Videoconferência, realizou-se a defesa de DISSERTAÇÃO DE MESTRADO de LUIZA OSTINI GOEHLER, intitulada **RELEVÂNCIA DAS PARTÍCULAS DE PNEU NO TOTAL DE MICROPLÁSTICOS TRANSPORTADOS PELO ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM ELEVADA IMPERMEABILIZAÇÃO.**

A Comissão Examinadora foi constituída pelos seguintes membros: Prof. Dr. RODRIGO BRAGA MORUZZI (Orientador(a) - Participação Virtual) do(a) Departamento de Planejamento Territorial e Geoprocessamento DEPLAN / Instituto de Geociencias e Ciencias Exatas IGCE de Rio Claro – UNESP, Prof^a. Dr^a. FABIANA ALVES FIORE PINTO (Participação Virtual) do(a) Departamento de Engenharia Ambiental / Instituto de Ciencia e Tecnologia Campus de Sao Jose dos Campos UNESP, Livre-Docente JOSÉ ANDERSON DO NASCIMENTO BATISTA (Participação Virtual) do(a) Departamento de Recursos Hídricos / Universidade Estadual de Campinas. Após a exposição pela mestranda e arguição pelos membros da Comissão Examinadora que participaram do ato, de forma presencial e/ou virtual, a discente recebeu o conceito final: APROVADA _ _ _ _ _ . Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que após lida e aprovada, foi assinada pelo(a) Presidente(a) da Comissão Examinadora.



Prof. Dr. RODRIGO BRAGA MORUZZI

*A meus pais, Eloisa e Max,
que me proporcionaram infinitas
oportunidades*

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Professor Rodrigo Moruzzi, pelos quase seis anos de orientação, motivação, inspiração, confiança, oportunidades concedidas e inúmeros conhecimentos compartilhados, sem os quais esse e outros tantos trabalhos não seriam possíveis.

Ao grupo de pesquisadores que viabilizaram esse projeto, em especial à Dra. Lais Speranza, ao Professor Fabiano Tomazini e ao Dr. Antonio Aparecido Couto Junior, pelas conversas, auxílios e momentos divididos. Ao demais integrantes do grupo de pesquisa liderado pelo Professor Rodrigo Moruzzi, por todas as experiências compartilhadas.

À minha co-orientadora, Dra. Luiza Campos e à Dra. Rosa Busquets, pela orientação, pelas correções e pela confiança. À Professora Fabiana Fiore e ao Professor Sandro Mancini, pelas grandes contribuições proporcionadas no exame de qualificação desse trabalho.

Ao Laboratório de Geoquímica Ambiental, em especial à técnica Sueli Teodoro Martins, pelo suporte no laboratório.

À UNESP, pela infraestrutura e pelas oportunidades concedidas, e a todos os colaboradores que garantem seu funcionamento.

À EEA – Empresa de Engenharia Ambiental, em especial aos engenheiros Emerson Marçal e Claudio Souza, pela oportunidade e confiança.

Às minhas amigas de infância, em especial à Anna, Daniella, Fernanda e Isabela, por sempre acreditarem em mim. Aos amigos que fiz na UNESP e levarei para a vida, em especial ao João, Julia, Natalia e Renata, por fazerem meus dias melhores.

Aos colegas e professores que conheci ao longo da graduação e mestrado, que me fazem acreditar que a universalização do saneamento é um sonho cada dia mais perto.

À minha família, pelo amor e apoio incondicional. À minha mãe, Eloisa, por me ensinar, todos os dias, que todos os problemas podem ser resolvidos. Ao meu pai, Maximilian, de quem eu herdei o amor pela engenharia. À minha irmã, Beatriz, por me livrar da caretice. A meu Opa, por me encher de carinho. Ao Guilherme, por me motivar a ser uma pessoa melhor.

A todos que de forma direta ou indireta contribuíram para que esse projeto fosse realizado, e a todos que darão continuidade a esse e outros tantos projetos, garantindo o avanço científico brasileiro.

*“Somos o resultado de tanta gente, de tanta história,
tão grandes sonhos que vão passando de pessoa a pessoa,
que nunca estaremos sós.”*

(Valter Hugo Mãe)

RESUMO

Microplásticos (MPs) são considerados um poluente emergente e uma preocupação global. Atualmente adota-se uma definição abrangente de MPs, que inclui todos os materiais macromoleculares produzidos pelo homem, incluindo a borracha, portanto, as Partículas de Desgaste de Pneu (TWPs) são classificadas também como MPs. Dentre os diversos tipos de MPs, as TWPs apresentam elevada concentração em áreas urbanas e são transportadas principalmente pelo escoamento superficial, acumulando-se em corpos hídricos e reservatórios. O aumento das superfícies impermeáveis, associado à urbanização, e o elevado número de veículos pode acarretar uma maior quantidade de partículas em grandes metrópoles, como São Paulo. Nesse trabalho foram coletadas amostras do Reservatório de Detenção de Águas Pluviais (SDR) na Bacia Hidrográfica do Rio Aricanduva, São Paulo, para caracterização de MPs e TWPs. Para a separação dos MPs foi utilizado processo de separação por densidade e filtração em membranas de nitrato de celulose (poros de $0.45 \mu\text{m}$). Os MPs foram contabilizados e caracterizados visualmente com utilização de microscópio stereo com câmera integrada. A área de contribuição possui cerca de 36 km^2 , sendo 73% superfícies impermeáveis, e 640 km de arruamento. As TWPs foram o principal MP identificado (53%), seguido de fragmentos (30%), fibras (9%), filmes (4%) e *pellets* (4%). O tamanho predominante foi de 0,1 mm a 0,5 mm, e nessa faixa as TWPs representaram 57% do total de MPs. Normalizando os dados, são obtidos índices de 2.160 unidades/kg.km² de área impermeável e 87,8 unidades/kg.km de arruamento. Esse tipo de dado nunca foi apresentado em estudos anteriores, e pode auxiliar no entendimento do comportamento desse poluente em áreas urbanas. Considerando o tráfego na área de contribuição, as emissões de TWPs calculadas variam de 43,3 a 205,5 kg/dia e o fluxo anual calculado foi de $7,8 \cdot 10^{11}$ unidades/km².ano para MPs e $4,1 \cdot 10^{11}$ unidades/km².ano para TWPs, demonstrando a predominância desse poluente. Sugere-se que estudos futuros apresentem também os índices de MPs e TWPs por área impermeável e comprimento de arruamento, visto que esses fatores, associados com o tráfego, são importantes para a mensuração de TWPs em áreas urbanas.

Palavras-chave: Microplásticos. Partículas de Desgaste de Pneus. Urbanização. Impermeabilização. Comprimento de Arruamento.

ABSTRACT

Microplastics (MPs) are considered an emerging pollutant and a global issue. Currently is adopted a general definition of MPs, which includes all man-made macromolecular materials, including rubber, therefore, Tire Wear Particles (TWPs) are also classified as MPs. Among the various types of MPs, TWP are highly concentrated in urban areas and are mainly transported by surface runoff, accumulating in water bodies and reservoirs. The increase in impervious surfaces, with urbanization, and the high number of vehicles can lead to a greater number of particles in large cities, such as São Paulo. In this work, samples were collected from the Stormwater Detention Reservoir (SDR) in the Aricanduva River Basin, São Paulo, for the characterization of MPs and TWPs. For the separation of the MPs, was used a process of separation by density and filtration in cellulose nitrate membranes (pores of 0.45 μm). The MPs were counted and visually characterized using a stereo microscope with an integrated camera. The contribution area has about 36 km^2 , 73% are impermeable surfaces, and 640 km of roads. TWPs were the main MP identified (53%), followed by fragments (30%), fibers (9%), films (4%) and *pellets* (4%). The predominant size was from 0.1 mm to 0.5 mm, and in this range TWPs represented 57% of the total MPs. Normalizing the results, loads of 2,160 units/kg.km² of impermeable area and 87.8 units/kg.km of street surface are obtained. This type of data was not presented in previous studies and can help assess the behavior of this pollutant in urban areas. Considering the traffic in the contribution area, the calculated TWP emissions range from 43.3 to 205.5 kg/day and the calculated annual flow was $7.8 \cdot 10^{11}$ units/km².year for MPs and $4.1 \cdot 10^{11}$ units/km².year for TWPs, demonstrating the predominance of this pollutant. It is suggested that future studies also present the loads of MPs and TWPs by impermeable area and street length, since these factors, associated with traffic, are important for the contribution of TWPs in urban areas around the world.

Keywords: Microplastics. Tyre Wear Particles. Urbanization. Imperviousness. Street Length.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Componentes do pneu	15
Figura 2: Ciclo de funcionamento de um Reservatório de Detenção de Águas Pluviais	22
Figura 3: Localização da RMSP (a) e Bacia Hidrográfica do Rio Aricanduva, em modelo digital de elevação, com delimitação da área de contribuição do SDR Jardim Arize (b)	27
Figura 4: Vista aérea do SDR Jardim Arize, identificado com linha vermelha contínua (Google Earth Pro, 2020) (a), localização dos pontos de coleta (b) e destaque para o sedimento e os resíduos acumulados (c).	30
Figura 5: Divisão das amostras de sedimentos coletadas no SDR Jardim Arize	31
Figura 6: Mapeamento de uso e ocupação do solo do SDR Jardim Arize, ilustrando as classes com imagens do Google Earth Pro, 2020.	35
Figura 7: Precipitação média anual (a) e precipitação e temperatura média mensal (b) no período de 1936 a 2019, em São Paulo, Brasil	38
Figura 8: Vazão anual calculada, no período de 1936 a 2019 (a) e intensidade de precipitação para TR de 2, 5, 10, 15, 20, 25, 50 e 100 anos, e duração de 10 a 200 minutos (b), em São Paulo, Brasil	39
Figura 9: Média mensal de resíduos removidos dos SDRs da cidade de São Paulo, no período de 2013 a 2020.....	40
Figura 10: Total de MPs identificados nas amostras de sedimentos do SDR Jardim Arize, São Paulo, classificados por tipo (a), tamanho (b) e cor (c).....	42
Figura 11: Distribuição dos formatos de MPs identificados nas amostras de sedimentos do SDR Jardim Arize, São Paulo, classificados em faixas de tamanho	43
Figura 12: Fotos de microscopia óptica dos tipos de MPs identificados nas amostras de sedimento do SDR Jardim Arize: fragmentos (a,b), fibras (c,d), filmes (e,f), <i>pellets</i> (g,h) e TWPs (i,j).	44
Figura 13: Fotos da morfologia (a, b) e espectro ATR FT-IR (c) das TWPs identificados nas amostras de sedimento do SDR Jardim Arize	45
Figura 14: Principais fontes dos MPs identificados nas amostras de sedimento do SDR Jardim Arize	52
Figura 15: Espectro Infravermelho da TWP e comparação com uma partícula de pneu de origem conhecida.....	53
Figura 16: Quantidade de MPs em amostras de sedimentos em estudos anteriores, conforme Tabela 1	55

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1: Estudos anteriores sobre MPs em sedimentos coletados em locais próximos a áreas urbanas.....	10
Tabela 2: Constituintes do Pneu	15
Tabela 3: Densidades demográficas e extensões médias de arruamentos na RMSP.....	21
Tabela 4: Classificações para caracterização dos MPs identificados nas amostras de sedimentos do SDR Jardim Arize.....	32
Tabela 5: Classes de uso do solo na área de contribuição do SDR Jardim Arize	36
Tabela 6: Vias Arteriais da área de contribuição do SDR Jardim Arize	36
Tabela 7: Intensidade da precipitação (mm/min) para TR entre 2 e 10 anos e duração de 10 a 60 minutos	39
Tabela 8: Quantificação dos MPs identificados nas amostras de sedimentos do SDR Jardim Arize (unidades/kg), classificados por tipo e tamanho.....	41
Tabela 9: Índices de MPs e TWPs calculados a partir da normalização das quantidades de partículas por área impermeável e comprimento de arruamento.....	46
Tabela 10: Fluxo de MPs e TWPs em unidades/km ² .ano.....	46
Tabela 11: Quantidade de veículos e fator de emissão considerados para o cálculo de emissão de TWPs na área de contribuição do SDR Jardim Arize.....	46
Tabela 12: MPs e TWPs normalizados pela área impermeável (km ²) e comprimento de arruamento (km)	58

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

MP	Microplástico
SDR	Reservatório de Detenção de Águas Pluviais
TWP	Partícula de Desgaste de Pneu
PVC	Policloreto de Vinila
PET	Politereftalato de Etileno
PP	Polipropileno
PE	Polietileno
PS	Poliestireno
LDPE	Polietileno de Baixa Densidade
HDPE	Polietileno de Alta Densidade
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
SCM	Reservatório de Controle de Águas Pluviais
TRWP	Partículas de Desgaste do Pneu e da Via
TPM	Microplásticos de Pneus
RMS	Região Metropolitana de São Paulo
IDHM	Índice de Desenvolvimento Humano Municipal
PIB	Produto Interno Bruto
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
RAR5	Piscinão Aricanduva V
IDH	Índice de Desenvolvimento Humano
IDF	Intensidade-Duração-Frequência
AMLURB	Autoridade Municipal de Limpeza Urbana
SISCOR	Sistema de Controle de Resíduos
LAGEA	Laboratório de Geoquímica Ambiental
CET	Companhia de Engenharia de Tráfego
SBR	Borracha de Butadieno-Estireno
NR	Borracha Natural

SUMÁRIO

RESUMO.....	iv
ABSTRACT	v
ÍNDICE DE FIGURAS	vi
ÍNDICE DE TABELAS	vii
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	viii
SUMÁRIO.....	ix
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVO	4
2.1 Objetivos Específicos	4
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1 Características e Riscos Associados aos MPs	5
3.2 Fontes e Distribuição dos MPs.....	6
3.3 Microplásticos em Áreas Urbanas.....	9
3.4 Ocorrência e Quantificação: Estudos de Caso	10
3.4.1 Estudos de Caso em Reservatórios	13
3.5 Partículas de Desgaste de Pneus (TWPs).....	14
3.6 Urbanização e Drenagem Urbana	19
3.7 Reservatórios de Detenção de Água Pluvial (SDR)	21
3.8 Cidade de São Paulo	23
3.9 Reservatórios de Detenção de Água Pluvial (SDR) em São Paulo	25
3.9.1 SDR Jardim Arize	26
4 MATERIAL E MÉTODOS	28
4.1 Mapeamento da Área de Estudo	28
4.2 Dados Hidrológicos e Sedimentos do SDR	28
4.3 Coleta e Preparo das Amostras	29
4.4 Contagem e Caracterização dos MPs.....	31

4.4.1 Identificação de TWPs	32
4.5 Tratamento dos Dados.....	33
5 RESULTADOS	35
5.1 Caracterização da Área.....	35
5.1.1 Mapeamento da Área de Contribuição.....	35
5.1.2 Dados Hidrológicos.....	37
5.1.3 Sedimentos do SDR	40
5.2 Caracterização e Quantificação dos MPs	41
5.3 Fluxo Anual e Emissão de TWPs.....	45
6 DISCUSSÃO	48
6.1 Caracterização da Hidrologia e dos Sedimentos do SDR	48
6.2 Tamanhos dos MPs.....	48
6.3 Formatos e Fontes dos MPs	49
6.4 Cores	52
6.5 Identificação das TWPs.....	53
6.6 Abundância e Ocorrência no Brasil e no Mundo.....	55
6.7 Impermeabilização, Densidade Populacional e Comprimento de Arruamento	56
7 CONCLUSÕES.....	60
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	61

1 INTRODUÇÃO

Microplásticos (MPs) são definidos como partículas plásticas, imiscíveis em água, de tamanho entre 1 μm e 5 mm (FRIAS e NASH, 2019), originadas de produtos como tecidos, resíduos plásticos e componentes de itens de higiene pessoal (SKAF *et al.*, 2020). Os MPs são classificados em primários ou secundários, sendo os primários os grânulos e microesferas produzidas para algum fim específico, e os secundários resultantes da fragmentação de plásticos maiores, pelo uso ou degradação no ambiente (TRIEBSKORN *et al.*, 2019). Sua taxa de fragmentação, sob condições naturais, ainda é desconhecida (KOELMANS *et al.*, 2019).

Os MPs possuem diferentes cores, tamanhos, formatos, composições e densidades, e devido à estrutura de elevada estabilidade dos polímeros que os constituem, podem causar impactos ambientais negativos por longos períodos de tempo (ANBUMANI e KAKKAR, 2018; MA *et al.*, 2019). Ademais, essas partículas são capazes de transportar substâncias químicas tóxicas, metais pesados e microorganismos, o que pode afetar o crescimento e as características genéticas de organismos aquáticos, e alguns MPs têm o potencial para bioacumulação e biomagnificação ao longo da cadeia alimentar (MA *et al.*, 2019; KUMAR *et al.*, 2021). Devido às suas características, são considerados poluentes emergentes em ecossistemas terrestres, de água doce e marinhos (JIANG *et al.*, 2019).

A concentração de MPs tende a ser superior em áreas mais populosas (BRONWE *et al.*, 2011; VAUGHAN, TURNER e ROSE, 2017; JIANG *et al.*, 2019; NEMATOLLAHI *et al.*, 2022), devido a elevada geração e disposição inapropriada de resíduos, elevada extensão de vias e grande número de veículos. O aumento da densidade populacional, associado à urbanização, implica também no aumento das áreas impermeáveis (RAMEZANI, YU e CHE *et al.*, 2021; KAWAKUBO *et al.*, 2019; WU *et al.*, 2020), e a impermeabilização das superfícies afeta a resposta da área após a precipitação, reduzindo a infiltração e aumentando o escoamento superficial e os picos de fluxo (MILLER *et al.*, 2014; JACOBSON, 2011; LEOPOLD, 1968). O escoamento superficial, resultante de precipitações em áreas densamente ocupadas, varre as superfícies impermeáveis e carrega os MPs gerados para corpos hídricos, principalmente as partículas de menores dimensões (GRBIC *et al.*, 2020; LANGE *et al.*, 2021; SMYTH *et al.*, 2021).

O Brasil é considerado um dos países em desenvolvimento mais urbanizados do mundo (LIMA e RUEDA, 2018), e São Paulo, com 11.253.503 habitantes (IBGE, 2010), é a cidade mais populosa do Brasil, segunda da América Latina e sexta do mundo, com uma taxa de urbanização de 99,1% (COLLAÇO *et al.*, 2019). O processo de urbanização da cidade de São

Paulo foi baseado principalmente na ocupação desordenada, resultando em elevadas porcentagens de áreas impermeáveis (superiores a 50%) (MARTINS, MORATO e KAWAKUBO, 2018), consequentemente elevados volumes de escoamento superficial e enchentes frequentes (MOTTA e TUCCI, 1984; GOUVEIA, 2016). A região de São Paulo é caracterizada pelo clima tropical úmido, com elevada frequência de precipitações leves a moderadas, o que intensifica os picos de escoamento superficial e enchentes e promove o transporte dos MPs.

Os Reservatórios de Detenção de Águas Pluviais (SDRs, da sigla em inglês), também conhecidos como bacias de detenção (BD), são soluções de engenharia para minimização dos impactos das enchentes (SANTOS e MAZIVIEIRO, 2016) e funcionam equalizando o volume de escoamento durante precipitações intensas (SZELAG, KICZKO e DABEK, 2019). Os SDRs, conhecidos como piscinões, são utilizados principalmente no estado de São Paulo, e foram idealizados na década de 1980 (CANHOLI, 2014). Após a chuva, o volume de água acumulado no SDR é bombeado novamente para o rio, e uma parcela de materiais sólidos diversos ficam retidos nos sedimentos no fundo do reservatório. Dessa forma, os SDRs podem atuar como uma barreira de retenção para as partículas geradas na área de contribuição, evitando a contaminação de outros ecossistemas (MORUZZI *et al.*, 2020).

Estudos anteriores abordam a ocorrência de MPs em reservatórios de abastecimento de água, controle de enchentes, reserva para irrigação e geração de energia (LIN *et al.*, 2021; NIU *et al.*, 2022; KOUTNIK *et al.*, 2022). No entanto, os SDRs diferem dos reservatórios avaliados nos estudos anteriores devido a sua impermeabilização e condições operacionais, e se tornam locais de concentração de MPs e outras partículas.

As partículas geradas pelo desgaste de pneus no contato com a superfície das vias são denominadas Partículas de Desgaste de Pneus (TWP, da sigla em inglês) e têm recebido crescente destaque (MENNEKES e NOWAK, 2022). Nesse estudo adota-se uma definição abrangente de MPs, que inclui todos os materiais macromoleculares produzidos pelo homem, incluindo a borracha, portanto as TWP são classificadas como microplásticos (VERSCHOOR, 2015). Dentre os diferentes tipos de microplásticos, atualmente, as fibras são consideradas o formato dominante em áreas urbanas (NEMATOLLAHI *et al.*, 2022), no entanto, as TWP têm o potencial de serem uma das maiores fontes de MPs em grandes cidades (JÄRLSKOG *et al.*, 2020).

A taxa de geração *per capita* de TWP varia entre 0,81 a 1,40 kg/ano (KNIGHT *et al.*, 2020; KOLE *et al.*, 2017) e a quantidade de partículas geradas está relacionada ao número de veículos, tipo de pneu, características da via (composição e condições de conservação),

impermeabilização da área de contribuição e fatores ambientais, como o clima, o relevo e o estilo de direção (ZHANG *et al.*, 2020; YAN *et al.*, 2021). O limiar de lixiviação das TWPs é influenciado pelo relevo do local. Ao longo dos últimos anos, TWPs foram encontrados em todos os compartimentos ambientais e podem representar um risco aos ecossistemas e à saúde humana, assim como os demais MPs (WIK e DAVE, 2009).

Acredita-se que áreas densamente ocupadas, com maior comprimento de arruamento e tráfego intenso, apresentam elevadas quantidades de TWPs dentre os MPs transportados pelo escoamento superficial. A Bacia Hidrográfica do Rio Aricanduva, localizada na cidade de São Paulo, é altamente urbanizada e impermeável, com histórico de enchentes e impactos à população (SIMAS e RODRIGUES, 2020), portanto foi selecionada como área de estudo. Ao longo das últimas décadas, foram construídos SDRs ao longo do Rio Aricanduva, buscando minimizar os impactos das chuvas e enchentes (CANHOLI, 2014). Esses SDRs recebem o escoamento superficial de uma área com elevado grau de impermeabilização e se tornam locais ideais para avaliação da ocorrência de MPs e TWPs, por isso foram escolhidos para a coleta de amostras.

Nesse estudo busca-se compreender a relevância de TWPs no total de MPs em áreas urbanas densamente ocupadas, com elevada impermeabilização, contribuindo para a gestão desse poluente em locais similares no Brasil e no mundo.

2 OBJETIVO

O objetivo geral desse estudo é avaliar a relevância de TWPs dentre os MPs transportados pelo escoamento superficial em uma área urbana com elevada impermeabilização.

2.1 Objetivos Específicos

O objetivo específico desse estudo consiste em:

- Normalizar a concentração de MPs e TWPs em áreas urbanas densamente ocupadas com a impermeabilização da área (km²) e comprimento de arruamento (km).

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Características e Riscos Associados aos MPs

Polímeros são macromoléculas formadas a partir de unidades de repetição e unidas por ligações primárias forte. Devido a essa estrutura, os polímeros possuem diferentes características e aplicações, e, considerando seu comportamento mecânico, podem ser classificados em plásticos, elastômeros e fibras. Os plásticos são materiais poliméricos sólidos em temperaturas próximas a ambiente (CANEVAROLO, 2013; VERSHOOR, 2015). Apesar das diferentes classificações dentre os polímeros, estudos anteriores sugerem uma definição mais abrangente para microplásticos, que podem ser considerados materiais macromoleculares produzidos pelo homem (VERSCHOOR, 2015; LUO *et al.*, 2021; WAGNER *et al.*, 2018).

Os microplásticos são partículas sólidas com diâmetro entre 1 e 5000 µm, insolúveis em água e compostos por polímeros (CALDWELL *et al.*, 2022; FRIAS e NASH, 2019). Os MPs são definidos também como partículas de coloração homogênea, formato específico e sem a presença de tecidos ou estruturas celulares (ZHAO *et al.*, 2018).

Os constituintes principais dos microplásticos encontrados em ambientes naturais são policloreto de vinila (PVC), politereftalato de etileno (PET), polipropileno (PP), polietileno (PE), poliestireno (PS), polietileno de baixa densidade (LDPE) e polietileno de alta densidade (HDPE) (KUMAR *et al.*, 2021; CANEVALORO, 2013). MPs primários são geralmente compostos por partículas de PE, PP e PS, relacionados a produtos de higiene pessoal e beleza. MPs secundários costumam ser compostos por poliéster (principalmente o PET), acrílico e fibras de poliamida, associados à degradação de plásticos e fabricação de tecidos (SKAF *et al.*, 2020; IMHOF *et al.* 2016).

Os fragmentos, fibras, filmes e *pellets* são as tipologias mais encontradas em águas doce e de abastecimento (KOELMANS *et al.*, 2019). As fibras são definidas como linhas longas e finas, com formato delgado; os fragmentos são destroços de itens de plástico maiores, com formato irregular, e os *pellets* são microplásticos com formato esférico bem definido (CARVALHO *et al.*, 2022; JIANG *et al.*, 2019). Os filmes são as partículas cujo comprimento e largura são muito superiores à espessura (MORUZZI *et al.*, 2020). A coloração dos MPs é diversa e estudos anteriores identificaram uma ampla variedade de cores, com partículas transparentes, brancas, pretas, vermelhas, amarelas, azuis, verdes e outras (FU e WANG, 2019; WANG *et al.*, 2019; HAJIOUNI *et al.*, 2022).

Os MPs apresentam tamanhos particulares e propriedades estáveis, por isso podem ser responsáveis pelo transporte de substâncias químicas orgânicas tóxicas e outros poluentes concentrados na superfície das partículas, pela adsorção de metais pesados e são possíveis criadouros para microorganismos (JIANG *et al.*, 2019; SINGH *et al.*, 2022). Devido às suas diferentes densidades, eles se tornam onipresentes na água, inclusive em grandes profundidades, e podem ser ingeridos por organismos aquáticos (LI *et al.*, 2021). Os MPs podem afetar o crescimento e a genética de organismos aquáticos (MA *et al.*, 2019), e alguns apresentam potencial de bioacumulação e biomagnificação. Ou seja, quando introduzidos em baixos níveis tróficos podem ser transferidos e magnificados em níveis superiores, por meio da cadeia alimentar, atingindo por fim os seres humanos (KUMAR *et al.*, 2021).

Além disso, existe a possibilidade de co-contaminação, visto que os MPs têm o potencial de absorção de outros contaminantes, alterando sua toxicidade e biodisponibilidade (KUMAR *et al.*, 2021). Deve-se considerar também que os processos de tratamento de esgoto e de lodo afetam as características dos MPs presentes nos efluentes, alterando não só as propriedades superficiais das partículas, mas também suas propriedades físico-químicas. Essas alterações podem resultar em riscos diferentes para a saúde humana e para o meio ambiente, ainda pouco estudados (LIU *et al.*, 2022).

Diante do risco associado a esses contaminantes, é urgente entender as características dos MPs, e posteriormente sua remoção nos sistemas de tratamento de água e esgoto. MPs podem ser removidos de forma efetiva em condições semelhantes às utilizadas para remoção de outras impurezas, como a caulinita (SKAF *et al.*, 2020). De forma geral, o processo de coagulação é um dos mais utilizados para remoção de MPs, tanto no tratamento de efluentes quanto no tratamento de água para abastecimento. Estudos anteriores indicam que a combinação dos diferentes mecanismos de coagulação (neutralização de cargas, formação de pontes e varredura) resulta em eficiências elevadas na remoção de MPs e o uso de coagulantes naturais tem apresentado resultados promissores (TANG *et al.*, 2022). Outras técnicas têm sido desenvolvidas e estudadas, como a combinação da coagulação com a ultrafiltração (MA *et al.*, 2019) e a flotação com ar dissolvido (SWART *et al.*, 2022).

3.2 Fontes e Distribuição dos MPs

As principais fontes dos MPs são as atividades humanas, agricultura e produção industrial (LIN *et al.*, 2021). Kumar *et al.* (2021) destacam como fontes de MPs os itens de plástico, fibras plásticas, *pellets* e itens de higiene pessoal. Dentre os microplásticos dominantes

em áreas urbanas predominam as fibras (NEMATOLLAHI *et al.*, 2022) e as partículas de pneus, também consideradas fontes de MPs, que tem recebido crescente atenção na literatura científica (JÄRLSKOG *et al.*, 2021).

As diferentes tipologias de MPs estão associadas a diferentes origens. Os fragmentos podem ser definidos como pequenos pedaços de plásticos maiores (DI e WANG, 2018), portanto podem ser originados de variados objetos de plástico. O processo de degradação de resíduos sólidos é destacado como uma das principais fontes de MPs secundários no formato de fragmentos (HORTON *et al.*, 2017; AKDOUGAN e GUVEN, 2019). Jiang *et al.* (2019) apontam os resíduos sólidos e o esgoto doméstico como fontes dos fragmentos. As fibras são MPs secundários originados da degradação de produtos têxteis, como roupas e carpetes, transportadas para o ambiente pelo efluente de máquinas de lavar por exemplo, que podem produzir mais de 1.900 fibras por lavagem (BRONWE *et al.*, 2011).

Os filmes são também MPs secundários, originados de resíduos plásticos, com formato de fina camada, que podem ser gerados a partir da fragmentação de materiais de embalagem e *containers* plásticos (DI e WANG, 2018). A presença de filmes pode estar associada ao uso de produtos de plástico filme, em embalagens utilizadas em residências, por exemplo (ZHENG *et al.*, 2020). Os filmes são formados a partir de plásticos flexíveis maiores utilizados para embalagens, por meio de diferentes formas de degradação (VAUGHAN, TURNER e ROSE, 2017). Lin *et al.* (2021) citam também a aplicação de plástico filme em atividades agrícolas. Por fim, os *pellets* são MPs primários, utilizados na indústria de cosméticos e em produtos como sabonetes e esfoliantes (DI e WANG, 2018). Os *pellets* podem ser originados em produtos farmacêuticos e de cuidado pessoal (JIANG *et al.*, 2019) e na matéria prima para manufatura, lançados no ambiente durante os processos de produção e transporte e transportados pelo escoamento superficial (VAUGHAN, TURNER e ROSE, 2017).

Os microplásticos estão distribuídos em todos os compartimentos ambientais (litosfera, hidrosfera e atmosfera) e podem migrar por meio de rios, correntes oceânicas e transporte atmosférico. Browne *et al.* (2011) indicam a contaminação de regiões costeiras ao redor dos seis continentes, da região dos Polos ao Equador. Uma maior concentração de microplásticos é encontrada em locais com maiores usos e disposição de plástico, porém, o transporte dessas partículas tem grande importância em sua distribuição global (KOUTNIK *et al.*, 2021).

Os principais caminhos seguidos por essas partículas são o escoamento em vias, sistemas de drenagem, os rios, escoamento em terras agrícolas, efluentes de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) e deposições pelo vento e correntes marinhas (TRIEBSKORN *et al.*, 2019). O escoamento superficial, efluentes de ETEs e a deposição atmosférica são as

principais formas de os MPs alcançarem os corpos hídricos, e o transporte de partículas possui um papel relevante para o transporte e distribuição de MPs em locais distantes das fontes, como os glaciares (KOUTNIK *et al.*, 2021; SINGH *et al.*, 2022).

O escoamento superficial é destacado como uma das principais vias de transporte de MPs, principalmente em áreas urbanas (HAJIOUNI *et al.*, 2022). Grbic *et al.* (2020) apresentam a contaminação do Lago Ontario com MPs, e destacam o escoamento superficial como uma das principais vias para esse processo. No artigo de Lange *et al.* (2021), destaca-se a elevada concentração de MPs no escoamento superficial, principalmente proveniente de rodovias (até 870 unidades/L). No artigo de Smyth *et al.* (2021) os MPs presentes no escoamento superficial na região de Toronto foram caracterizados em um estudo de 2 anos de duração, concluindo que o escoamento apresenta grandes concentrações de partículas (até 704 unidades/L), que podem variar de acordo com variáveis climáticas. No artigo de Hong *et al.* (2016) utiliza-se um modelo de escoamento superficial que avalia o comportamento de partículas em três classes de tamanho, 7, 70 e 250 μm , e os autores concluem que as partículas de menores tamanhos são mais facilmente transportadas nos eventos de chuva.

A deposição atmosférica é também um meio para o transporte dos MPs, que devido a seu tamanho e peso reduzidos podem ser suspensos e transportados para outros locais, distantes de sua origem (SUN *et al.*, 2022; KOUTNIK *et al.*, 2022). No artigo de Sun *et al.*, (2022) foram avaliadas TWPs na poeira originada em estradas em oito megacidades na China, indicando a presença desse poluente que, quando inalado, pode causar problemas pulmonares (LI *et al.*, 2022). Em certas regiões, o transporte de MPs via deposição atmosférica pode ser considerado tão significativo quanto o transporte via escoamento superficial (KOUTNIK *et al.*, 2022).

Grande parte dos MPs, inclusive os encontrados nos oceanos, são provenientes de ambientes terrestres, portanto ecossistemas de água doce exercem um importante papel no transporte e devem ser devidamente investigados (JIANG *et al.*, 2019). No entanto, o volume de pesquisas relacionadas a acumulação e impactos dos MPs em água doce e sistemas terrestres ainda é inferior às pesquisas relacionadas ao ambiente marinho (DI e WANG, 2018). Os rios possuem importância, não só como fonte de MPs, mas também como reservatório para essas partículas (HORTON *et al.*, 2016), e a variação na distribuição de MPs em diferentes corpos hídricos indica a necessidade de um monitoramento conjunto (LUO *et al.*, 2018). Pequenos córregos, próximos a áreas urbanas, podem também apresentar quantidades significativas de microplásticos (80 unidades/kg) e devem ser estudados (DIKAREVA e SIMON, 2019).

Os reservatórios são locais representativos para avaliação da presença de MPs, visto que são os pontos mais profundos das paisagens e recebem o escoamento proveniente de toda a área

de drenagem, porém ainda são poucos os estudos que investigam MPs em reservatórios (GUO *et al.*, 2021). Lin *et al.* (2021) estudaram a ocorrência de MPs no reservatório de Danjiangkou, na China, projetado para abastecimento de água, controle de enchentes, irrigação e geração de energia e Niu *et al.* (2022) estudaram os MPs presentes no reservatório de Jiayan, na China, utilizados para geração de energia. Dentre os estudos realizados em reservatórios, uma quantidade ainda menor aborda reservatórios de retenção de águas pluviais (SDRs). No estudo de Moruzzi *et al.* (2020) foram quantificados e caracterizados os MPs coletados em amostras de sedimento do SDR Vila Romana, em Poá, região metropolitana de São Paulo, e os autores constataram uma elevada concentração de microplásticos (57.542 unidades/kg), justificada pelo acúmulo advindo do escoamento de áreas urbanas e rodovias.

3.3 Microplásticos em Áreas Urbanas

A contaminação por MPs é um problema onipresente, e assim como outros poluentes, tende a aumentar em áreas urbanas (VAUGHAN, TURNER e ROSE, 2017). Há uma relação entre a abundância de MPs com a densidade populacional e urbanização, ou seja, locais com maiores concentrações de pessoas apresentaram maior concentração de microplásticos, visto que a principal fonte dos MPs são as atividades humanas cotidianas (BROWNE *et al.*, 2011; JIANG *et al.*, 2019).

Di e Wang (2018) apresentam que a concentração de MPs ao longo do rio Yangtze, China, área de estudo selecionada, aumentou conforme a aproximação da região central da cidade, apresentando uma clara variação entre áreas rurais e urbanas. No artigo de Eriksen *et al.* (2013) foram detectadas quantidades maiores de microplásticos nos lagos próximos às áreas urbanas nos EUA e Järnskog *et al.* (2021) concluem que as áreas urbanas e o tráfego influenciam na quantidade e transporte dos MPs na Suécia.

No estudo de Nematollahi *et al.* (2022) os MPs foram mais abundantes nas amostras de solo urbano, coletadas em Ahvaz, Irã. Liu *et al.* (2019) apontam que os MPs foram constatados nos sete reservatórios de retenção estudados, na Dinamarca, mostrando a contribuição do escoamento urbano no transporte de microplásticos, e sua relação com o uso e ocupação do solo no local. Carvalho *et al.* (2022) estudaram a influência da urbanização e dos eventos de enchentes no total de MPs na França. Os autores apontam um aumento da concentração em locais próximos a áreas urbanas, que pode ser associado ao aumento da impermeabilização de superfícies e de atividades humanas.

A abundância dos microplásticos não se relaciona somente com a população e o nível de desenvolvimento, mas também com a estrutura econômica do local, ou seja, as atividades econômicas desenvolvidas na área podem ser um dos fatores determinantes para o nível de poluição de plásticos (ZHAO, ZHU e LI, 2015). De forma geral, constata-se que áreas urbanas contribuem com quantidades significativas de MPs e outros contaminantes (GRBIC *et al.*, 2020).

3.4 Ocorrência e Quantificação: Estudos de Caso

Estudos anteriores apresentam uma elevada variação na quantidade de MPs. A Tabela 1 apresenta a quantidade de MPs encontrados em amostras de sedimentos coletados em locais próximos a áreas urbanas.

Tabela 1: Estudos anteriores sobre MPs em sedimentos coletados em locais próximos a áreas urbanas

Local	País	Quantidade de MPs (unidades/kg)	Referência
Baia Jiaozhou	China	≤ 27	Zheng <i>et al.</i> (2020)
Canais em Auckland	Nova Zelândia	≤ 80	Dikareva e Simon (2019)
Rio Bloukrans	África do Sul	≤ 160	Nel, Dalu e Wasserman (2018)
Paltô do Tibet	China	≤ 195	Jiang <i>et al.</i> (2019)
Lagos Bolsena e Chiusi	Itália	≤ 266	Fischer <i>et al.</i> (2016)
Reservatório Three Gorges	China	≤ 300	Di e Wang (2018)
Lago Edgbaston Pool	UK	≤ 300	Vaughan, Turner e Rose (2017)
Rio Beijiang	China	≤ 544	Wang <i>et al.</i> (2017)
Rio Antuã	Portugal	≤ 1.265	Rodrigues <i>et al.</i> (2018)
Reservatórios de Controle de Águas Pluviais em Los Angeles	EUA	≤ 2.784	Koutnik <i>et al.</i> (2022)
Lago Poyang	China	≤ 3.153	Liu <i>et al.</i> (2019a)
Reservatório Danjiangkou	China	≤ 3.237	Lin <i>et al.</i> (2021)

Continua

Cont. Tabela 1

Local	País	Quantidade de MPs (unidades/kg)	Referência
Rios Rhine e Main	Alemanha	≤ 3.763	Klein, Worch e Knepper (2015)
Afluentes do Estuário Charleston Harbor	EUA	≤ 4.375	Leads e Weinstein (2019)
Solo de Ahvaz	Irã	≤ 7.430	Nematollahi <i>et al.</i> (2022)
Reservatório Jiayan	China	≤ 15.700	Niu <i>et al.</i> (2022)
Lago Ontario	Canadá	≤ 28.000	Ballent <i>et al.</i> (2016)
SDR Poá	Brasil	≤ 57.542	Moruzzi <i>et al.</i> (2020)
Lagos de Águas Pluviais	Dinamarca	≤ 127.986	Liu, Vianello e Vollertsen (2019)

Fonte: Autora

No estudo de Zheng *et al.* (2020) foram caracterizados os MPs encontrados nos sedimentos da Baía Jiaozhou, localizada no norte da China, que recebe o escoamento de mais de dez rios da região. Os autores identificaram diversos tipos de polímeros, quatro formatos diferentes (fibras, fragmentos, grânulos e filmes) e cores variadas. Os autores avaliaram também a distribuição dos MPs ao longo da profundidade dos sedimentos, o que reflete a contaminação em diferentes épocas. A maior concentração de MPs na proximidade da superfície indica a influência da atividade humana, no uso e descarte de plásticos.

Dikareva e Simon (2019) apresentam a quantificação e caracterização de MPs em canais em Auckland, maior cidade da Nova Zelândia. Os formatos predominantes foram fragmentos e fibras, compostos por variados tipos de polímeros. Os autores apontam também que a variação entre as quantidades de MPs nos diferentes pontos de coleta pode ser justificada pelas diferentes atividades humanas e geração de resíduos existentes em cada local. No artigo de Nel, Dalu e Wasserman (2018) foram quantificados os MPs no rio Bloukrans, que recebe o escoamento da área urbana de Grahamstown e do Vale Belmont, na África do Sul, e diversas fontes poluidoras. Os autores avaliaram a diferença na abundância dos MPs nas diferentes estações (inverno e verão), e concluíram que durante o inverno, época mais seca, há uma maior concentração de poluentes.

O estudo de Jiang *et al.* (2019) avaliou a presença de microplásticos em seis rios que compõem o platô do Tibet, China. Foram encontrados fibras, *pellets* e fragmentos de variadas cores, e as fibras transparentes de pequenos tamanhos prevaleceram nas amostras. As amostras próximas a áreas urbanas apresentaram maiores quantidades de MPs e os autores sugerem que

as atividades humanas podem ser a principal fonte desse poluente. No artigo de Fischer *et al.* (2016) foi avaliada a concentração de MPs em dois lagos na região central da Itália, Lago Bolsena e Lago Chiusi. Nas amostras de sedimento, o formato principal foram as fibras e as menores faixas de tamanho foram predominantes. Os autores apontam que a forma de ocupação da área, junto a outros fatores, pode influenciar no padrão de distribuição de MPs.

Na pesquisa de Di e Wang (2018) foram investigados os microplásticos no Reservatório Three Gorges, na China. Os pontos de amostragem foram definidos para englobar áreas urbanas e rurais, em diferentes regiões. As fibras foram o formato mais encontrado, a cor dominante foi transparente e as pequenas partículas prevaleceram. Foram detectados diversos tipos de polímeros. A abundância de partículas apresentou variação significativa entre as áreas urbanas e rurais. Vaughan, Turner e Rose (2017) estudaram a distribuição de MPs no Lago Edgbaston Pool, na região urbana central de Birmingham, Reino Unido. Fibras e filmes foram os formatos mais encontrados. Os autores reforçam a onipresença dos MPs em todos os ambientes e indicam que esse poluente pode ter maior abundância em áreas urbanas.

No estudo de Wang *et al.* (2017) foi investigada a ocorrência e caracterização dos MPs nos sedimentos do Rio Beijiang, China, e os pontos de amostragem foram definidos para incluir áreas densamente habitadas. Os autores estudaram também a interação com metais pesados, concluindo que os MPs podem acumular metais existentes no ambiente ao redor, além de sua carga inerente, associada aos processos produtivos. Essa interação é preocupante devido à estabilidade dos MPs no ambiente e exposição a organismos. Rodrigues *et al.* (2018) avaliaram a abundância e distribuição de MPs no Rio Antuã, em Portugal. Os pontos de coleta foram selecionados pela densidade populacional e englobando áreas urbanas e industriais, com elevada atividade antropogênica. Foram identificados diversos tipos de polímeros e o formato mais abundante foram os fragmentos.

No artigo de Liu *et al.* (2019a) foram estudadas a distribuição e as características dos MPs nos sedimentos do Lago Poyang, China. Foi detectada uma maior abundância nos períodos de seca e os fragmentos foram o formato predominante, nas menores faixas de tamanho. Por fim, os autores avaliaram a microestrutura dos MPs, concluindo que as partículas possuem superfície complexa e carregam elementos do ambiente, além de sua capacidade de adsorção de metais pesados.

Klein, Worch e Knepper (2015) apresentam a ocorrência de MPs nos rios Rhine e Main, Alemanha. Foram selecionadas áreas com diferentes densidades populacionais, mas não foi encontrada correlação significativa com o número de MPs. A quantidade de MPs foi maior nas

menores faixas de tamanho avaliadas e a predominância de formatos (fragmentos, fibras e esferas) variou entre os pontos, assim como os tipos de polímeros.

Leads e Weinstein (2019) avaliaram a presença de MPs e TWPs em afluentes do estuário Charleston Harbor, na Carolina do Sul, EUA, local de elevada importância ambiental e econômica. Fibras foram o formato mais abundante, principalmente na cor azul, seguidos de fragmentos. Os autores apontam o efluente da ETE e o tráfego de veículos na região como principais fontes dos MPs identificados. No estudo de Nematollahi *et al.* (2022) foram investigados MPs em solos urbanos e industriais de Ahvaz, metrópole iraniana. Foram encontrados MPs de diferentes cores e formatos, com predominância de fibras brancas e transparentes. Os autores apontam também uma maior concentração de partículas nos locais mais próximos ao centro da cidade, locais onde faltam estruturas de saneamento básico.

No artigo de Ballent *et al.* (2016) foram investigados os microplásticos nos sedimentos do Lago Ontario, próximo a regiões urbanas e industriais do Canadá. Os formatos predominantes foram fragmentos e fibras, principalmente nas menores faixas de tamanho, de cores variadas. Os autores apontam que a elevada densidade populacional e atividade industrial justificam a elevada concentração de MPs. As variações na topografia e a área da bacia também foram apontadas como fatores que afetam a abundância das partículas.

3.4.1 Estudos de Caso em Reservatórios

Dentre os estudos apresentados, alguns avaliaram a ocorrência de MPs em reservatórios. Koutnik *et al.* (2022) estudaram os MPs em Reservatórios de Controle de Águas Pluviais (SCMs, da sigla em inglês), em Los Angeles. Foram comparadas amostras de sedimentos em diferentes pontos, e os autores concluem que não há diferença significativa entre as amostras coletadas dentro e fora dos SCMs, destacando a importância da deposição atmosférica de MPs.

No estudo de Lin *et al.* (2021) foi investigada a abundância dos MPs presentes no Reservatório Danjiangkou, segundo maior reservatório da China, próximo à área urbana. As fibras foram o formato principal dentre os MPs encontrados, principalmente nas menores faixas de tamanho. Niu *et al.* (2022) investigaram a presença de MPs no reservatório Jiayan, China, utilizado para geração de energia elétrica. Os fragmentos foram predominantes nas amostras de sedimentos, e foram detectados diversos tipos de polímeros. Os autores apontam a agricultura e o esgoto sanitário como principais fontes dos MPs.

No estudo de Moruzzi *et al.* (2020) foram caracterizados microplásticos do SDR Vila Romana, em Poá. Os fragmentos, com tamanho inferior a 0,5 mm, foram as partículas

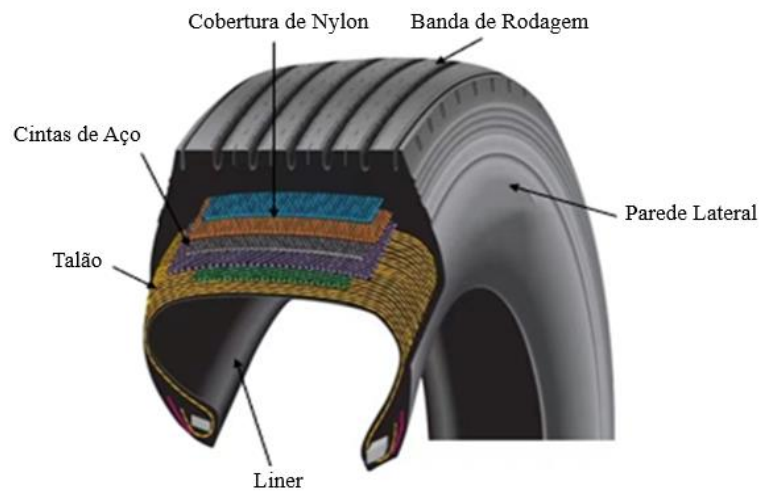
predominantes. Os autores reforçam que além de sua ecotoxicidade, esses MPs podem ser agentes de transporte de poluentes e microrganismos. Liu, Vianello e Vollertsen (2019) quantificaram os MPs presentes nos sedimentos de reservatórios de retenção de águas pluviais, que recebem escoamento de áreas residenciais, industriais, comerciais e rodovias. Os autores apontam que não houve correlação entre a forma de ocupação do solo e a quantidade de MPs em cada ponto amostrado. Os reservatórios são próximos às fontes dos MPs e recebem o escoamento superficial de uma área definida, portanto pode-se considerar que os sedimentos refletem as fontes de MPs da área de drenagem e os SDRs retêm essas partículas.

As características dos sedimentos podem influenciar na concentração de microplásticos. O estudo de Zanders (2005) aponta que sedimentos compostos por partículas finas apresentam maiores concentrações de metais. De forma similar, a granulometria dos sedimentos pode influenciar na concentração de MPs e TWPs.

3.5 Partículas de Desgaste de Pneus (TWPs)

Os pneus são usualmente compostos por seis principais componentes (localizados conforme Figura 1): a banda de rodagem, as paredes laterais, a cobertura de nylon, as cintas de aço, o talão e o *liner*, e os principais tipos de borracha utilizados são a borracha de butadieno-estireno (SBR) e borracha natural (NR) (LUO *et al.*, 2021). De maneira geral, as bandas de rodagem são compostas por polímeros naturais, enchimentos de reforço e amaciamento, além de aditivos para que o pneu atinja a performance necessária (negro de fumo, ativadores, amaciantes, vulcanizadores, aceleradores e antioxidantes). A Tabela 2 apresenta os principais constituintes dos pneus. A composição pode variar conforme a aplicação e região do pneu, e a degradação dos seus diferentes componentes resulta na geração de partículas com diferentes composições (WAGNER *et al.*, 2018).

Figura 1: Componentes do pneu



Fonte: Adaptado de Luo *et al.* (2021)

Tabela 2: Constituintes do Pneu

Categoria	Porcentagem (%)	Substâncias constituintes
Borracha	40 - 60	Borracha natural, butadieno-estireno, polibutadieno.
Enchimentos de reforço	20 - 35	Nego de fumo, sílica, silanos.
Óleos de processo	15 - 12	Óleos minerais
Agentes de vulcanização	1 - 2	Óxido de zinco, enxofre, selênio, telúrio, tiazol, peróxidos orgânicos e nitrocompostos
Aditivos	5 - 10	Conservantes (ciano alcanos halogenados), antioxidantes (aminas, fenóis), dessecantes (óxidos de cálcio), plastificantes (ésteres aromáticos e alifáticos), auxiliares de processamento (óleos minerais, agentes peptizantes)
Rede têxtil e metálica	5 - 10	Diversos

Fonte: Adaptado de Wagner *et al.* (2018)

A forma mais estudada de emissão de partículas de pneus é por meio da interação entre a banda de rodagem e a superfície da via, que gera calor e cisalhamento do pneu, formando

pequenas partículas, geralmente de cor preta (JÄRLSKOG *et al.*, 2020; LUO *et al.*, 2021). O atrito produzido nessa interação resulta em um processo físico-químico complexo e na geração de pequenas partículas durante a condução do veículo, aceleração e frenagem (BAENSCH-BALTRUSCHAT *et al.*, 2020; KNIGHT *et al.*, 2020). As partículas são compostas principalmente pela borracha, presente na banda de rodagem, e podem ser incorporados outros componentes do pneu materiais presentes na superfície da via e outras partículas emitidas, relacionadas ao tráfego de veículos (WAGNER *et al.*, 2018).

Apesar de a borracha não ser considerada plástico, as partículas de borracha podem ser classificadas como microplásticos (VERSCHOOR, 2015; LUO *et al.*, 2021; WAGNER *et al.*, 2018). Portanto, de forma geral, as partículas emitidas são denominadas Partículas de Desgaste de Pneus (TWPs) e consideradas microplásticos (KNIGHT *et al.*, 2020). Alguns autores utilizam outros termos, buscando maior especificação, como Partículas de Desgaste do Pneu e da Via (TRWP) (BAENSCH-BALTRUSCHAT *et al.*, 2020) e Microplásticos de Pneus (TPMs) (LUO *et al.*, 2021).

Atualmente as TWPs são consideradas uma das principais fontes de MPs no ambiente (KOLE *et al.*, 2017), já identificadas no ar, água, solo, sedimentos e biota (WIK e DAVE, 2009). Seus efeitos e riscos incluem riscos à saúde humana, associados principalmente a problemas respiratórios, transporte de outras substâncias perigosas, toxicidade, riscos a organismos aquáticos e outros problemas já associados aos MPs (CHANG *et al.*, 2020; YAN *et al.*, 2021; WIK e DAVE, 2009). Ainda existem lacunas no conhecimento em relação aos riscos à saúde humana por meio da cadeia alimentar e aos riscos da degradação dessas partículas no ambiente (BAENSCH-BALTRUSCHAT *et al.*, 2020). As metodologias para identificação e quantificação dessas partículas também são um desafio, devido a falta de padronização de métodos e protocolos (THOMAS *et al.*, 2022).

Para avaliação da produção de TWPs, um dado relevante é a taxa de geração *per capita*. No estudo de Kole *et al.* (2017) foram compilados dados de diversas localidades (Suécia, Noruega, Dinamarca, Alemanha, Reino Unido, Itália, Japão, Holanda, China, Índia, Austrália, Estados Unidos e Brasil), e os autores estimam uma taxa média global *per capita* de 0,81 kg/ano. As taxas de emissão *per capita* variam em diferentes países, podendo atingir valores máximos superiores a 5,5 kg/ano, nos EUA, e mínimos de 0,25 kg/ano, na Índia (BAENSCH-BALTRUSCHAT *et al.*, 2020). São necessários estudos que contabilizem as emissões de TWPs, visto que os existentes são poucos e dentre eles muitos são antigos e precisam ser atualizados (MENNEKES e NOWAK, 2022)

A geração de partículas varia de acordo com o pneu (estrutura, material, resistência etc.), com o veículo utilizado (carga, velocidade, suspensão etc.) e fatores ambientais (condições da via, clima, hábitos de direção etc.) (ZHANG, CHEN e LIU, 2020). Dentre os principais fatores de emissão tem-se o pneu (tipo, idade, tamanho e composição química), propriedades da via (material, porosidade, uniformidade, umidade e temperatura), características do veículo (peso e sistema de frenagem) e operação do veículo (velocidade, aceleração, frenagem etc.) (BAENSCH-BALTRUSCHAT *et al.*, 2020; CHANG *et al.*, 2020). Apesar de a influência de cada fator na abundância e nas propriedades das partículas ainda não ser conhecida (BAENSCH-BALTRUSCHAT *et al.*, 2020), a geração de TWPs está associada aos veículos, portanto o aumento no volume do tráfego resulta em uma maior geração de partículas (KLÖCKNER *et al.*, 2020).

A quantidade de partículas emitidas pode ser estimada por meio de um fator de emissão por veículo e quilometro (g/veículo.km) (KOLE *et al.*, 2017). Na pesquisa de Aatmeeyata, Kaul e Sharma (2009) foi estudada a emissão de partículas de pneus de verão, amplamente utilizados em países tropicais, em pavimentos de concreto. Os autores calculam um fator de emissão de 0,007 g/veículo.km para veículos de duas rodas, 0,0093 g/veículo.km para veículos de três rodas e 0,0256 g/veículo.km para carros pequenos. No artigo de Lee, Ju e Kim (2020) o fator de emissão calculado é de 0,051 g/veículo.km para carros de passageiros, 0,221 g/veículo.km para caminhões leves, 0,799 g/veículo.km para ônibus e 0,949 g/veículo.km para caminhões pesados. Os autores apresentam também um compilado de estimativas de estudos anteriores: carros de passageiros 0,05 a 0,132 g/veículo.km, caminhões leves 0,05 a 0,7 g/veículo.km, ônibus 0,267 a 0,7 g/veículo.km e caminhões pesados 0,423 a 1,11 g/veículo.km. O fator de emissão depende de fatores como o tipo de via, a temperatura e os hábitos de direção (LEE, JU e KIM, 2020).

Para o cálculo das emissões no Brasil, Kole *et al.* (2017) consideram 0,132 g/veículo.km para carros, 0,007 g/veículo.km para veículos de 2 ou 3 rodas, 1,068 g/veículo.km para veículos pesados e 0,204 g/veículo.km para ônibus. Utilizando o número de veículos de cada categoria, o fator de emissão, ponderado pelos diferentes tipos de veículos foi de 0,025 g/veículo.km, totalizando uma emissão de 294.011 toneladas por ano de TWPs (KOLE *et al.*, 2017).

O transporte de TWPs está associado principalmente ao escoamento superficial. Grande parte das partículas geradas na interação entre o pneu e a via são depositadas na própria via e transportadas pelo escoamento superficial em decorrência de eventos de chuva, devido à impermeabilização da área (KNIGHT *et al.*, 2020). As partículas de tamanhos menores são

preferencialmente transportadas e a densidade também influencia no transporte (KLÖCKNER *et al.*, 2020).

No artigo de Järllskog *et al.* (2021) foram investigados MPs e TWPs em áreas impermeáveis e em reconstrução (presença de obras e tráfego de veículos pesados) na região central de Gothenburg, Suécia. Os autores apontam que os veículos pesados são a principal fonte de contaminantes e o tráfego de veículos tem relação com sua concentração. Os autores destacam também a relação entre a quantidade de TWPs e outros contaminantes com a realização de obras de reconstrução. Devido à urbanização, projetos de infraestrutura estão em andamento em muitas cidades, resultando na liberação e transporte de partículas e circulação de veículos pesados, portanto os riscos de poluição e contaminação devem ser considerados no planejamento das obras. Ressalta-se a importância do transporte rodoviário no Brasil, e consequentemente o elevado fluxo de veículos pesados (mais de 2,9 milhões de caminhões), que são geradores de TWPs (IBGE, 2021).

Leads e Weinstein (2019) avaliaram amostras de afluentes do estuário Charleston Harbor, na Carolina do Sul, EUA. Os autores constataram também a elevada presença de TWPs dentre as amostras analisadas. No estudo de Ziajahromi *et al.* (2020) foram avaliados sedimentos de uma *wetland* para o tratamento de águas pluviais, em Queensland's Gold Coast, Austrália. Os fragmentos de cor preta encontrados nos sedimentos tiveram sua composição avaliada, e os autores concluem que provavelmente são originados de pneus. Werbowski *et al.* (2021) investigaram MPs em amostras de escoamento pluvial com diferentes padrões de uso e ocupação do solo, na Baía de São Francisco, EUA. Os autores constataram MPs identificados como fragmentos pretos de borracha, associados à TWPs. Também são apontadas correlações positivas entre a concentração de MPs e a ocupação industrial, urbanização e tráfego.

Knigh *et al.* (2020) investigaram a quantidade de TWPs em reservatórios de drenagem pluvial localizados próximos a vias com diferentes densidades de tráfego na cidade de Devon, Reino Unido. Dentre as amostras analisadas, a quantidade de TWPs foi superior nos pontos com maiores níveis de aceleração e frenagem. Os autores concluem que as TWPs são uma das principais fontes de emissão de MPs, e sua concentração apresenta uma tendência de aumento com a proximidade da via. Em Mengistu, Heistad e Coutris (2021) foram quantificado as TWPs em *gully pots* próximos a vias na cidade de As, sul da Noruega. Os autores apontam que as maiores concentrações de partículas estão associadas aos locais com maior tráfego e maior frequência de frenagem. Os autores destacam também o potencial dos *gully pots* como locais de detenção de TWPs, reduzindo a contaminação de corpos hídricos a jusante.

3.6 Urbanização e Drenagem Urbana

A urbanização acelerada e o aumento da densidade populacional são processos comuns em todas as partes do mundo e se projeta um crescimento da parcela da população que vive em cidades ao longo dos próximos anos (WU *et al.*, 2020; MILLER *et al.*, 2014). Esse processo implica em mudanças e impactos ao meio ambiente, agravados quando a urbanização ocorre de maneira desordenada, como é o caso da maioria das cidades brasileiras (LIMA e RUEDA, 2018; SIMAS, RODRIGUES e NETO, 2017). Uma das consequências da urbanização desordenada é a alteração nas formas de uso e ocupação do solo e, conseqüentemente, aumento da impermeabilização de áreas.

Áreas impermeáveis podem ser definidas como aquelas nas quais não ocorre a infiltração, e estão relacionadas principalmente a intervenções humanas, como a pavimentação de vias, construção de empreendimentos e outras alterações da paisagem (KAWAKUBO *et al.*, 2019). Arnold e Gibbons (1996) definem superfícies impermeáveis como qualquer material que impeça a infiltração da água no solo. A relação entre a urbanização e o aumento das superfícies impermeáveis já foi abordada em estudos anteriores. Arnold e Gibbons (1996) já apontavam a impermeabilização como um indicador importante para avaliar problemas urbanos, tendo em vista sua relação com as alterações hidrológicas e sua facilidade de mensuração.

Em estudos mais recentes, Ramezani, Yu e Che (2021) investigaram a relação entre a densidade populacional e a impermeabilização em subúrbios no sudeste de Queensland, Austrália. Os autores concluem que existe alta correlação entre a densidade populacional a impermeabilização, principalmente em áreas residenciais. Wu *et al.* (2020) estudaram a área urbana de Shenyang, China, no período de 2010 a 2017, para avaliar a evolução das áreas impermeáveis. Os autores apontam que um dos fatores que influenciaram o crescimento das áreas impermeáveis é o crescimento populacional. O aumento da população implica na necessidade de ampliação da infraestrutura existente, aumentando a impermeabilização da região.

Strohbach *et al.* (2019) utilizam o termo *hidden urbanization* (urbanização escondida) para descrever o aumento da impermeabilização da superfície em uma mesma área, além do que foi originalmente planejado. Esse aumento pode estar associado a necessidade por áreas de estacionamento e redução de áreas verdes nas residências, por exemplo. Os autores investigaram esse fenômeno em Lower Saxony, Alemanha, e destacam os impactos associados a esse processo, como as alterações no ciclo hidrológico.

A hidrologia da área é afetada com o processo de urbanização e impermeabilização, em mudanças complexas que geram impactos ambientais, sociais e econômicos (JACOBSON, 2011; MILLER *et al.*, 2014). A urbanização afeta a quantidade e a qualidade do escoamento pluvial (HUANG *et al.*, 2008). O aumento da impermeabilização de superfícies reduz a infiltração no solo, o que gera maior volume do escoamento superficial e maior frequência picos de escoamento e de enchentes (LEOPOLD, 1968; JACOBSON, 2011). No artigo de Miller *et al.* (2014) foram investigadas as mudanças no escoamento superficial e picos de escoamento em áreas com diferentes ocupações. Os autores apontam que a impermeabilização de áreas, junto com a criação de canais de drenagem pluvial, proporciona maior velocidade no escoamento e picos de escoamento, e destacam que a impermeabilização de áreas rurais gera grandes impactos nos picos de escoamento e na duração de enchentes. Rose e Peters (2001) estudaram o comportamento de bacias hidrográficas com diferentes níveis de urbanização em Atlanta, EUA, e concluem que os picos de fluxo foram significativamente superiores nas bacias com maior nível de urbanização.

O aumento da urbanização e a densidade populacional também levam ao aumento do comprimento total de arruamento. Peponis *et al.* (2007) avaliaram diversos parâmetros em 25 áreas urbanas na metrópole de Atlanta, EUA. Dentre as correlações obtidas, os autores apontam que maiores densidades populacionais estão relacionadas com maiores comprimentos de arruamentos. Por exemplo, na região sul da cidade (Fairburn) a densidade populacional é de 283 hab/km² e a densidade de arruamento é de 4,97 km/km², enquanto na região central a densidade populacional é de 2.603 hab/km² e a densidade de arruamento é de 16,58 km/km². A quantidade de vias aumenta conforme o aumento da quantidade de propriedades, relacionadas a um maior número de habitantes (PEPONIS *et al.*, 2007). Para a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), as relações entre a densidade demográfica e a extensão de arruamento foram estudadas por Sobrinho e Tsutiya (1999) e são apresentadas na Tabela 3.

Estudos anteriores apontam diferentes relações entre a densidade urbana e o volume de tráfego. O aumento no volume do tráfego está geralmente relacionado a áreas residenciais (SALOMONS e PONT, 2012) e não necessariamente apresenta correlação com o nível de riqueza do local (KENWORTHY e LAUBE, 1999). Bonduki (2011) destaca a superlotação do sistema viário e do transporte coletivo na região metropolitana de São Paulo. Apesar das diferentes relações, é amplamente aceito que o tráfego é uma importante fonte poluidora (SALOMONS e PONT, 2012).

Tabela 3: Densidades demográficas e extensões médias de arruamentos na RMSP

Uso do Solo	Densidade populacional de saturação (hab/km²)	Extensão média de arruamentos (km/km²)
Bairros residenciais de luxo com lote padrão de 800 m ²	10.000	15
Bairros residenciais médios, com lote padrão de 450 m ²	12.000	18
Bairros residenciais populares, com lote padrão de 250 m ²	15.000	20
Bairros mistos residencial-comercial da zona central, com predominância de prédios de 3 e 4 pavimentos	30.000	15
Bairros residenciais da zona central, com predominância de edifícios de apartamentos com 10 e 12 pavimentos	45.000	15
Bairros mistos residencial-comercial-industrial da zona urbana, com predominância de comércio e indústrias artesanais e leves	60.000	15
Bairros comerciais da zona central com predominância de edifícios de escritórios	1000	200

Fonte: Adaptado de Sobrinho e Tsutiya (1999)

3.7 Reservatórios de Detenção de Água Pluvial (SDR)

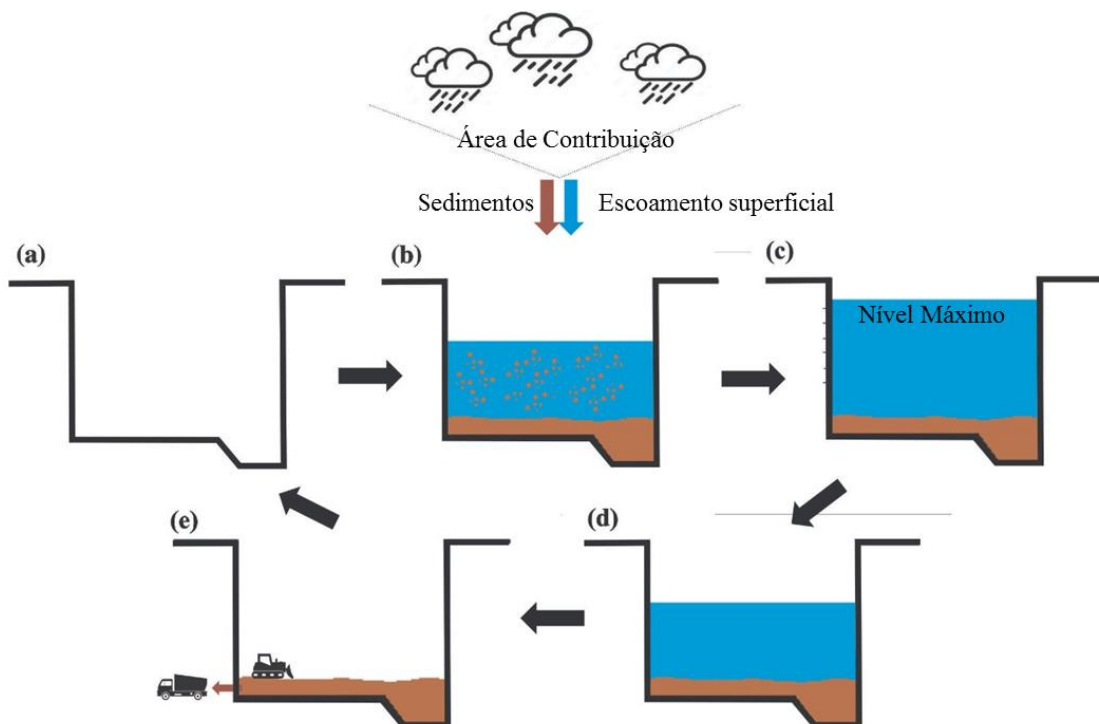
O planejamento da drenagem urbana muitas vezes não acompanhou o crescimento acelerado das grandes metrópoles, levando a cenários de constantes enchentes e riscos à população. Diante disso, tem-se a busca por soluções de engenharia para minimização dos impactos dessas enchentes à população. Os reservatórios de controle de cheias são sistemas comuns no Brasil e no mundo, e essas obras podem ser divididas em bacias de retenção e de detenção. As bacias de retenção possuem um volume de água permanente, que pode ser utilizado para funções diversas, e o nível d'água varia de acordo com a precipitação. As bacias de detenção são áreas secas durante a estiagem, que recebem o escoamento superficial durante e após as precipitações, para armazenar a vazão excedente e diminuir a possibilidade de enchentes (CANHOLI, 2014).

Os Reservatórios de Detenção de Água Pluvial (SDRs), são bacias de detenção conhecidas no Brasil como piscinões, considerados medidas de controle estruturais e intensivas, implantadas para correção ou prevenção dos problemas decorrentes de enchentes (CANHOLI, 2014). O escoamento superficial é direcionado para esses reservatórios, que tem como função

a equalização do volume, a fim de evitar inundações (SZELAG, KICZKO e DABEK, 2019). Os reservatórios podem ser classificados como *on-line*, na linha principal do sistema ou conectado a ele em série, ou *off-line*, implantados em paralelo, para desvio do escoamento (CANHOLI, 2014).

A entrada de águas pluviais no SDR é controlada por um extravasador lateral, posicionado no nível máximo de vazão comportada pelo corpo hídrico. Durante os eventos de chuva, quando o corpo hídrico atinge seu limite, a vazão adicional é direcionada para o SDR por meio do extravasador, sem necessidade de nenhuma intervenção humana ou controle por equipamento mecânico. O fluxo se espalha rapidamente pelo SDR. A liberação do volume armazenado é feita por meio de bombeamento, retornando para o corpo hídrico. O sedimento transportado junto ao fluxo de água permanece no fundo do SDR. Periodicamente deve ser feita a manutenção do reservatório por meio da limpeza do material residual acumulado no fundo e verificação do funcionamento das bombas (SANTOS e MAZIVIEIRO, 2016). O material removido é transportado a aterros sanitários e frequência de limpeza depende do volume de sedimentos. O ciclo se repete para todos os eventos de precipitação intensa, que acarretariam a inundação da área, conforme indicado na Figura 2.

Figura 2: Ciclo de funcionamento de um Reservatório de Detenção de Águas Pluviais



Fonte: Adaptado de Goehler *et al.* (2022)

Os piscinões são implantados a céu aberto com a escavação do solo e criação dos taludes, o concreto é injetado na lateral dos taludes e no fundo do reservatório, formando um piso impermeável (SANTOS e MAZIVIEIRO, 2016). Os reservatórios de detenção podem ser aproveitados também para lazer, como parques em épocas de estiagem, e para fins paisagísticos (CANHOLI, 2014).

Os reservatórios de detenção são importantes para o controle da qualidade da água de drenagem superficial. Em locais onde há o tratamento adequado de esgoto e efluentes, o escoamento superficial resultante da lavagem das ruas é considerado o principal contribuinte para a poluição dos corpos hídricos. Portanto, a implantação de reservatórios de detenção possibilita a redução nos níveis de fósforo, pesticidas, metais pesados, bactérias e outras partículas sólidas, como os MPs, nos corpos hídricos devido à sedimentação. A concentração de sólidos reduz o assoreamento do rio e facilita a limpeza e retirada desses materiais, além de impedir sua disseminação em outros ecossistemas (CANHOLI, 2014; MORUZZI *et al.*, 2020).

Atualmente esse tipo de construção é questionada, devido aos impactos na desvalorização de áreas próximas, problemas acarretados pela água parada e modificação da paisagem (SANTOS e MAZIVIEIRO, 2016). Soluções baseadas na natureza podem ser utilizadas para enfrentar os problemas de inundações. Essas estruturas atuam aumentando a infiltração, evapotranspiração e retenção da água, reduzindo ou desacelerando o escoamento superficial, além de apresentarem benefícios sociais e ambientais (NCUBE e ARTHUR, 2021).

3.8 Cidade de São Paulo

O Brasil apresenta elevado grau de urbanização (LIMA e RUEDA, 2018), segundo dados do IBGE (2010), 84% da população brasileira vive em áreas urbanas, e São Paulo é a cidade mais populosa do país. São Paulo ocupa também a posição de sexta cidade mais populosa do mundo, e apresenta uma taxa de urbanização de 99,1% (COLLAÇO *et al.*, 2019). No censo de 2010, a população da cidade era de 11.253.503 habitantes, densidade demográfica de 7.398,26 hab/km² e Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) de 0,805. São Paulo é a cidade com maior Produto Interno Bruto (PIB) do país, com PIB *per capita* de 62.341,21 reais/hab.ano (IBGE, 2010).

A região metropolitana de São Paulo é localizada em uma transição entre o clima tropical de alta altitude e o clima subtropical, com precipitação anual média entre 1.300 e 1.500 mm (LIMA, LOMBARDO e MAGAÑA, 2018).

Segundo dados do SNIS (2020), a cidade apresenta 100% de cobertura regular do serviço de coleta de resíduos sólidos urbanos em relação a população urbana, e a massa total de resíduos coletados é de 0,85 kg/hab.dia. O prestador desse serviço é a autoridade local de limpeza urbana. O índice de coleta de esgoto é de 74,13%, com 100% do esgoto coletado recebendo tratamento, e o índice de atendimento urbano de água é de 100%. O serviço é prestado pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP). A taxa de cobertura de pavimentação e meio-fio na área urbana do município é de 94,8% e o volume de reservação de águas pluviais é de 5.464,2 m³ por km² de área urbana.

Historicamente, o início do processo de crescimento populacional e urbanização na região de São Paulo ocorreu devido à expansão da lavoura cafeeira, construção das estradas de ferro e chegada de imigrantes europeus, no início do século XIX (SANTOS e MAZIVEIRO, 2016). A economia cafeeira e o aumento da população levaram à criação de novos bairros urbanos e obras de infraestrutura (GOUVEIA, 2016). A partir da década de 1930, intensificou-se o processo de industrialização do país, concentrado também na região de São Paulo, incentivado pela necessidade de produção e programas governamentais (SILVA, 2011). O crescimento acelerado de São Paulo levou a uma urbanização heterogênea, desordenada e sem planejamento apropriado (LIMA e RUEDA, 2018).

Os rios da cidade de São Paulo exerceram, desde o início de sua ocupação, papel de elevada importância para o desenvolvimento da cidade, porém a cidade apresenta um histórico de aterramento de várzeas, retificações de rios e criação de vias impermeáveis. A canalização de córregos e a utilização do asfalto para criação de avenidas, nas décadas de 1960 e 1970, eram vistas como atividades lucrativas para o desenvolvimento, mas geram impactos sentidos até hoje pela população (GOUVEIA, 2016). A urbanização levou à ocupação de áreas de proteção ambiental, próximas a corpos hídricos e importantes para os processos hidrológicos (LIMA, LOMBARDO e MAGAÑA, 2018). A ocupação irregular e a impermeabilização de áreas resultam em maiores volumes de escoamento superficiais e enchentes, com consequências socioeconômicas para a população local (MOTTA e TUCCI, 1984; SIMAS e RODRIGUES, 2020). Áreas ocupadas por populações de menor renda tendem a apresentar maiores taxas de impermeabilização de superfícies (KAWAKUBO *et al.*, 2019).

No artigo de Martins, Morato e Kawakubo (2018) a impermeabilização da RMSP é calculada a partir ortofotos digitais e imagens de satélite. Na região urbana, a porcentagem de impermeabilização foi superior a 50%, com pontos que atingem valores superiores a 80%. As áreas permeáveis são compostas especialmente por arborizações e gramados nas ruas e parques, e estão relacionadas com bairros mais valorizados economicamente.

Devido a esses processos históricos, atualmente, a RMSP enfrenta desafios no suprimento de água em quantidade e qualidade necessária para abastecimento da população (LIMA, LOMBARDO e MAGAÑA, 2018). Bonduki (2011) aponta a insustentabilidade do modelo de urbanização da cidade de São Paulo, que acarreta o aumento da desigualdade social e degradação do meio ambiente. Atualmente São Paulo enfrenta problemas urbanos de grandes metrópoles, como o uso e ocupação do solo, emissão de gases de efeito estufa e impactos relacionados às mudanças climáticas, como enchentes deslizamentos de terra, secas e ilhas de calor (DI GIULIO *et al.*, 2018).

3.9 Reservatórios de Detenção de Água Pluvial (SDR) em São Paulo

O elevado volume de precipitação, a impermeabilização do solo devido à forma desordenada de precipitação e o histórico de enchentes levaram a busca por soluções engenharia, como os sistemas de detenção de águas pluviais (SDRs), piscinões, abordados no tópico anterior e amplamente adotados na RMSP. Na cidade de São Paulo, o primeiro piscinão implantado foi em 1994, na Praça Charles Miller, como parte do plano de combate às enchentes da região (SANTOS e MAZIVIERO, 2016). O monitoramento, limpeza e segurança dos piscinões é responsabilidade da prefeitura, porém, devido a dificuldades, atualmente o DAEE realiza a manutenção de 27 piscinões na região metropolitana de São Paulo (DAEE, 2022).

Os piscinões da região metropolitana de São Paulo foram construídos para criação de uma área de várzea artificial, evitando inundações e riscos às ocupações irregulares às margens dos rios. A periodicidade da limpeza dos piscinões depende da intensidade e frequência das precipitações e da presença de resíduos e sedimentos no reservatório, mas em geral, a limpeza ocorre no período de estiagem (DAEE, 2022). O esvaziamento dos reservatórios deve ocorrer quando o canal a jusante apresenta condições de receber acréscimo de vazão, e os piscinões apresentam diferentes sistemas de controle, como comportas, telemetria e automação de bombas (CANHOLI, 2014).

A Bacia Hidrográfica do Rio Aricanduva, localizada na zona leste da região metropolitana de São Paulo, é uma das principais bacias urbanas da cidade, com aproximadamente 102,5 km² de área de drenagem, composta por 11 distritos e cerca de 1,5 milhões de habitantes (SIMAS e RODRIGUES, 2020). O clima pode ser classificado como tropical úmido de altitude, com temporada chuvosa entre os meses de novembro e março (SIMAS, RODRIGUES e NETO, 2017). A região é densamente urbanizada, englobando populações de baixa renda, e apresenta um histórico de inundações e impactos. A região da

média e baixa bacia hidrográfica do Rio Aricanduva encontram-se totalmente urbanizadas, com perfil socioeconômico predominantemente baixo. Em trechos mais altos da bacia ainda existem regiões de mata remanescente, que vem sendo substituídas pela ocupação desordenada (SIMAS e RODRIGUES, 2020).

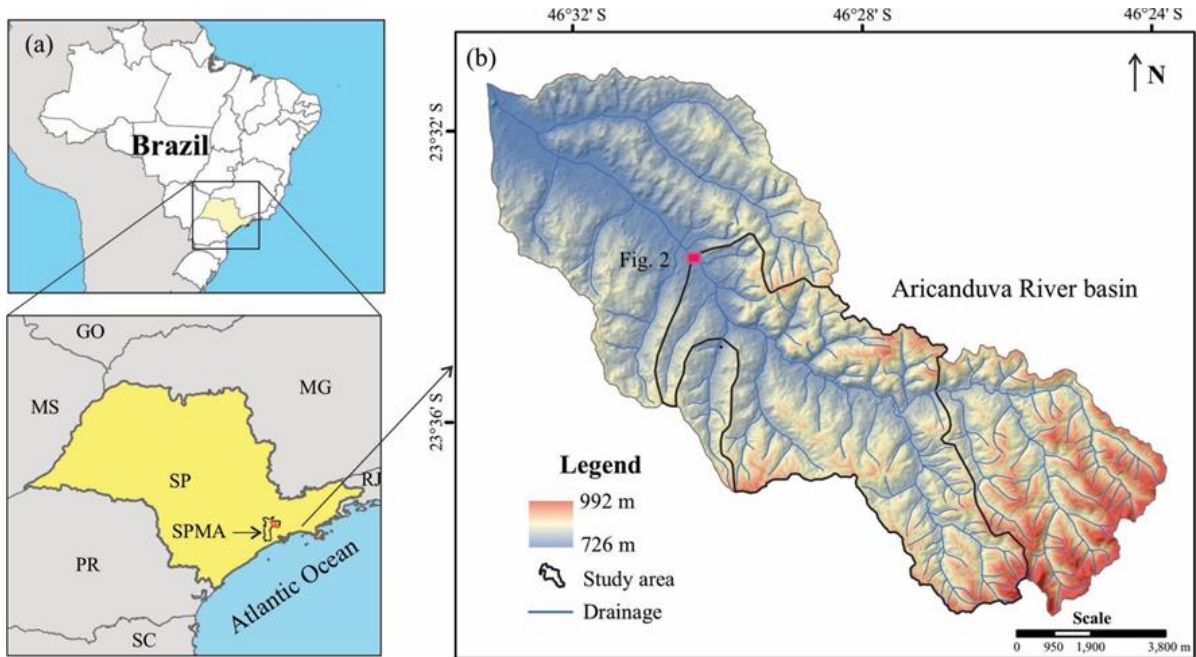
Canholi (2014) apresenta um histórico do programa de controle das inundações na bacia do Aricanduva. A canalização do rio Aricanduva teve início na década de 1970 e coincide com o início dos registros de inundações no local. Para melhoria da canalização, na década de 1990 a prefeitura de São Paulo iniciou a implantação, em fases, do Plano Integrado do Aricanduva. O programa de implantação do conjunto de reservatórios foi inovador para o controle integrado de enchentes no Brasil. A primeira fase consistiu na implantação de cinco reservatórios no trecho mais alto da bacia, sendo três no curso principal do rio e dois nos afluentes Caguaçu e Limoeiro, entre os anos de 1997 e 2002. Em 2002 teve início a segunda fase das obras, no trecho médio e baixo da bacia.

3.9.1 SDR Jardim Arize

O piscinão Aricanduva V (RAR5) pertence a segunda fase do programa, e foi construído em 2002, no bairro Jardim Arize (23°33'42.10" S e 46°30'35.92" O). O reservatório é do tipo *off-line*, permanecendo seco durante o período de estiagem, para que possa ser utilizado para fins de lazer. O SDR foi projetado para capacidade total de 160.000 m³, com base de 17.750 m², profundidade máxima de 9,8 m, sistema de bombeamento composto por 7 bombas de 400 L/s e piso revestido de concreto. O piscinão foi projetado para proporcionar uma redução da vazão do rio Aricanduva de 94 m³/s para 75 m³/s (precipitações com TR de 10 anos). A vazão excedente é desviada para o SDR por meio de extravasor lateral (CANHOLI, 2014).

O Piscinão Aricanduva V, denominado nesse estudo SDR Jardim Arize, possui área de contribuição é de 36,437 km², 390.614 habitantes, densidade demográfica média de 10.723 habitantes/km² e Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) de 0,79 (SÃO PAULO, 2017). Os principais distritos na área de contribuição do SDR são Parque do Carmo, São Mateus, Iguatemi, Sapopemba, Cidade Líder, São Rafael e Aricanduva (SÃO PAULO, 2022). A Figura 3 apresenta a localização da RMSP (3a) e a Bacia Hidrográfica do Rio Aricanduva, em modelo digital de elevação com resolução de 30 metros, com determinação da área de contribuição do SDR Jardim Arize (3b).

Figura 3: Localização da RMSP (a) e Bacia Hidrográfica do Rio Aricanduva, em modelo digital de elevação, com delimitação da área de contribuição do SDR Jardim Arize (b)



Fonte: Goehler *et al.* (2022)

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Mapeamento da Área de Estudo

O mapeamento do uso e ocupação do solo foi executado conforme proposto por Lupinacci *et al.* (2017) e consiste na interpretação visual das imagens de satélite adquiridas em julho de 2019 por Sentinel 2A. Foram identificadas as principais classes de uso do solo: (i) corpos hídricos, definidos como áreas cobertas por água, (ii) áreas permeáveis (áreas reflorestadas e solo exposto) e (iii) áreas impermeáveis (áreas residências/comerciais e industriais), que possuem uso estrutural intenso, com prédios e sistemas viários. O comprimento total de arruamento e comprimento total de vias arteriais também foram calculados, a partir do mapeamento das vias da Bacia Hidrográfica do Rio Aricanduva.

4.2 Dados Hidrológicos e Sedimentos do SDR

Para avaliação das características hidrológicas da área de estudo, foram utilizados dados de precipitação média da estação pluviométrica E3-035, localizada nas coordenadas 23°39'04" S e 46°37'21" O. Foram selecionados dados do período de 1963 a 2019 (83 anos) (DAEE, 2020) e a partir dos dados foram calculados os valores de precipitação média mensal e anual, e elaborados os respectivos gráficos. Os dados de temperatura média mensal da cidade de São Paulo foram obtidos na Estação Climatológica São Paulo, Mir de Santana (código 83781, latitude 23°29'46" S e longitude 46°37'11" O), do período de 1981 a 2010 (INMET, 2022).

Devido à ausência de estações fluviométricas no local, o cálculo da vazão foi realizado a partir da regionalização de vazões para áreas urbanas (DAEE, 2018), Equação 1.

$$Q = (a + b \cdot P) \cdot A \quad (1)$$

onde: Q é a vazão anual (L/s), P a precipitação anual (mm), A a área de drenagem (km²) e os parâmetros a e b são definidos como -26,23 e 0,0278, respectivamente.

Para determinação das curvas intensidade-duração-frequência (IDF) foi utilizada a Equação 2 (DAEE, 2018). A partir dessas curvas é possível relacionar a intensidade e duração de eventos de chuva com seu período de retorno (TR).

$$I = 32.77(d + 20)^{-0.8780} + 16.10(d + 30)^{-0.9306} \left[(-0.4692 - 0.8474 \ln(\ln(\frac{TR}{TR-1}))) \right] \quad (2)$$

onde: I é a intensidade da precipitação (mm/min), d a duração da precipitação (min) e TR o tempo de retorno (anos). Essa equação é válida para $10 \leq d \leq 1440$ min.

Para caracterização das precipitações do período de amostragem, foram consultados dados de dois bancos de dados, Interlagos (A771, 23° 43' S e 46 ° 40' O) e Henry Borden (2346206, 23° 52' S e 46° 27' O) (DAEE, 2020). Foram utilizados dados de intensidade de precipitações de janeiro a agosto de 2019, visto que foram esses os eventos responsáveis pelo escoamento superficial e carreamento de MPs e TWPs para o SDR Jardim Arize. Foi utilizada a Equação 2 para determinação do TR desses eventos.

Por fim, foram utilizados dados mensais da quantidade de resíduos coletados dos SDRs da cidade de São Paulo para avaliação da quantidade acumulada de sedimentos. Os dados foram gerados pela Autoridade Municipal de Limpeza Urbana (AMLURB) e Sistema de Controle de Resíduos (SISCOR) (AMLURB, 2021). Apesar da possível influência da granulometria na concentração de MPs, essas análises não foram realizadas nesse estudo.

4.3 Coleta e Preparo das Amostras

Foram coletadas amostras de sedimento do fundo do SDR Jardim Arize, na região metropolitana de São Paulo (23°33'42.10" S e 46°30'35.92" O), no dia 29 de agosto de 2019. Conforme especificado na seção anterior, o SDR opera de forma intermitente, e a coleta ocorreu no período que o reservatório estava vazio. Foram coletadas duas amostras de sedimento no fundo do SDR, contendo 2 kg (cada). Os pontos de coleta foram distantes entre si em cerca de 50 m e as amostras abrangeram toda a camada de cerca de 50 cm de sedimento. Deve ser destacado que, devido à forma de operação do SDR, todas as amostras de sedimento coletadas são resultantes do transporte de sedimentos das várias precipitações do período, portanto, são em si, amostras compostas. Não foram encontradas informações precisas sobre a data da última limpeza do SDR.

As amostras foram armazenadas em recipientes de vidro e transportadas para o Laboratório de Geoquímica Ambiental (LAGEA), instalado no Departamento de Geografia e Planejamento Ambiental, Unesp Rio Claro. O armazenamento adequado das amostras garantiu a manutenção de suas características até que fosse possível a realização das análises, no ano de 2021. A Figura 4 apresenta a vista aérea do SDR (4a) e a indicação da região da coleta (4b), com destaque para o sedimento, que recebe diversos tipos de resíduos sólidos transportados em inundações e depositados no SDR (4c).

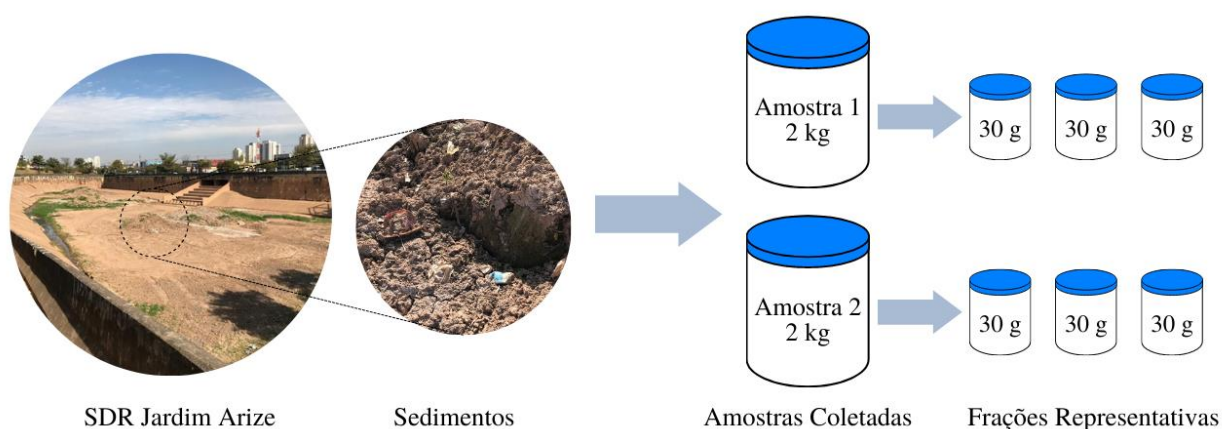
Figura 4: Vista aérea do SDR Jardim Arize, identificado com linha vermelha contínua (Google Earth Pro, 2020) (a), localização dos pontos de coleta (b) e destaque para o sedimento e os resíduos acumulados (c)



Fonte: Goehler *et al.* (2022)

Foi seguida a metodologia proposta por Moruzzi *et al.* (2020). As amostras foram secas à temperatura ambiente e separadas em três frações representativas de cerca de 30 g, totalizando seis amostras (180 g no total). Resíduos de tamanho grande foram removidos das amostras. A Figura 5 ilustra essa separação.

Figura 5: Divisão das amostras de sedimentos coletadas no SDR Jardim Arize



Fonte: Autora

Cada fração foi transferida a um béquer de vidro, e foi adicionado 300 mL de solução de água e ZnCl_2 (> 98%, de Sigma-Aldrich, Brasil), com densidade de 1.6 g/cm^3 , para o processo de separação por densidade. A mistura foi manualmente homogeneizada e transferida para o cone Imhoff. Após 24h de sedimentação o sobrenadante foi coletado e filtrado em membranas nitrato de celulose, com poros de $0.45 \mu\text{m}$ e diâmetro de 47 mm (Sartorius, Brasil). As membranas foram dispostas em placas de Petri em ambiente fechado e com temperatura controlada para secagem (cerca de $23 \text{ }^\circ\text{C}$, por um período mínimo de 24 h) e posterior quantificação e caracterização dos MPs. Foi executado, em paralelo, um branco composto por amostra de solo sem contaminação de plásticos, para monitorar a potencial contaminação por MPs do ambiente do laboratório, durante o procedimento.

4.4 Contagem e Caracterização dos MPs

A contagem e caracterização dos microplásticos foi realizada visualmente. Os procedimentos foram realizados no LAGEA. Foi utilizado microscópio stereo (Zeiss Discovery V12 SteREO, Alemanha), com câmera integrada (AxioCam ER 5s, Alemanha). Os MPs foram identificados conforme critério proposto por Zhao *et al.* (2018), e divididos em categorias conforme seu tipo (fibras, filmes, fragmentos, *pellets* e pneus/TWPs), tamanho (0,1 mm a 0,5 mm; 0,5 mm a 1,0 mm e 1,0 mm a 5,0 mm) e cor (preto, branco/transparente e colorido). As divisões são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4: Classificações para caracterização dos MPs identificados nas amostras de sedimentos do SDR Jardim Arize

Parâmetro	Categoria
Tipo	Fibra
	Filme
	Fragmento
	<i>Pellet</i>
	TWP
Tamanho	0,1 mm a 0,5 mm
	0,5 mm a 1,0 mm
	1,0 mm a 5,0 mm
Cor	Preto
	Branco/Transparente
	Colorido

Fonte: Autora

Devido a precisão da contagem e às limitações na identificação visual, as partículas de tamanho inferior a 0,1 mm não foram consideradas. As partículas maiores que 5 mm não são mais classificadas como microplásticos. As categorias de cores foram definidas de acordo com sua abundância. A unidade de cálculo para os MPs contabilizados nas amostras foi o número de MPs por quilograma de sedimento (unidades/kg). Após a contagem os dados obtidos foram tabelados e compilados em forma de gráficos. Apesar da quantidade reduzida de amostras, foi aplicada a análise ANOVA com nível de significância (α) de 0,05, no software *Microsoft Excel*.

4.4.1 Identificação de TWPs

As TWPs foram identificadas visualmente, mas para confirmação de sua composição e origem, parte das partículas foram limpas com água destilada e analisadas pelo espectrofotômetro de infravermelho com transformada de Fourier ATR FT-IR (Varian 640-IR, Holanda), comprimento de onda 400 – 4000 cm^{-1} . O espectro infravermelho é único para cada substância, portanto pode ser utilizado para identificar substâncias e fornecer a informação estrutural de uma molécula. Os resultados foram comparados com uma partícula de pneu (banda de rodagem) de origem conhecida (Bio-Rad Sadtler, Brasil). A morfologia das TWPs foi

avaliada com Microscopia Elétrica de Varredura com Espectroscopia de Energia Dispersiva (SEM-EDS) (JEOL - JSM-6010 LA, EUA).

Para a identificação visual, foram seguidos os procedimentos apresentados em estudos anteriores (LEADS e WEINSTEIN, 2019; THOMAS *et al.*, 2022). TWP's são descritas como partículas de cor preta, formato alongado/cilíndrico, podem estar parcialmente cobertos com outras impurezas da via, possuem superfície rugosa e consistência de borracha, que se mantém mesmo quando manipuladas com pinças.

4.5 Tratamento dos Dados

As quantidades de MPs e TWP's foram normalizadas pelos valores de área impermeável e comprimento de arruamento na área de contribuição. A partir dos índices de MPs e TWP's na área (unidades/kg.km²) foi calculado o fluxo anual de MPs (F_{MPs}) e TWP's ($F_{TWP's}$), conforme Equação 3.

$$F_{MPs} \text{ ou } F_{TWP} = \frac{C * S}{A} * 10^3 \quad (3)$$

onde: F_{MPs} e $F_{TWP's}$ são o fluxo anual de MPs e TWP's (unidades/km².ano), respectivamente. S é a massa total de sedimentos coletados nos SDRs (ton/ano), C é a concentração de MPs ou TWP's (unidades/kg) e A é a área de contribuição impermeável (km²). A razão C/A é o índice de MPs ou TWP's na área (unidades/kg.km²).

Por fim, a quantidade emitida de TWP's (em kg/dia) na área de estudo foi calculada pela Equação 4, adaptada de Järllskog *et al.* (2020). O fator de emissão (f_{TWP}) foi baseado no artigo de Kole *et al.* (2017) e o número de veículos que circula diariamente nas vias da área de contribuição (MATD) foi estimado a partir dos dados do relatório de Mobilidade no Sistema Viário Principal de 2019, elaborado pela Companhia de Engenharia de Tráfego (CET) (CET, 2019), considerando 13 horas de maior tráfego (7 h às 20 h). Para esse cálculo foram consideradas somente as vias arteriais, que recebem maior volume de tráfego (L). As vias arteriais possibilitam acesso a lotes lindeiros, vias secundárias e locais, com predominância de trânsito de passagem e circulação entre regiões da cidade (SÃO PAULO, 2019).

$$T_{TWP} = MATD * f_{TWP} * L * 10^{-3} \quad (4)$$

onde: MATD é a média anual de tráfego diário (veículos/dia), f_{TWP} é o fator de emissão de TWP [g/(veículo.km)], L é o comprimento total de vias arteriais na área de contribuição (km) e T_{TWP} o total de TWPs emitidas na área de contribuição (kg/dia).

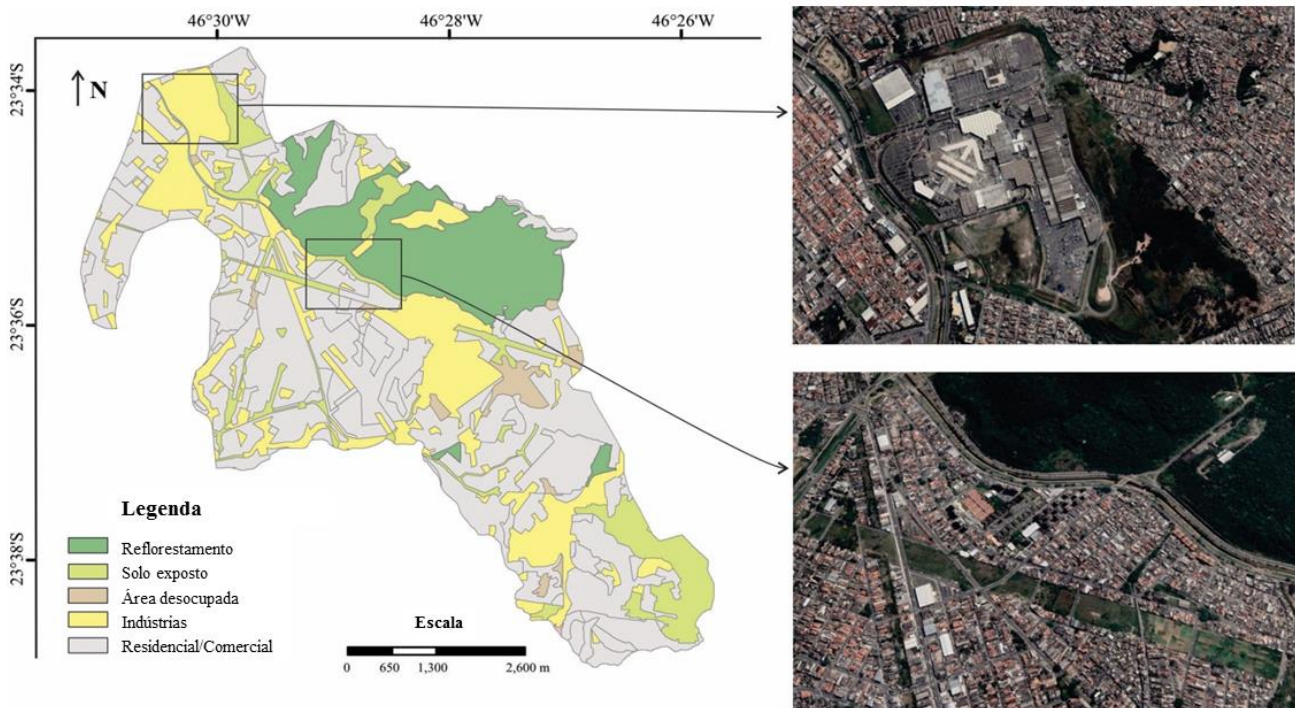
5 RESULTADOS

5.1 Caracterização da Área

5.1.1 Mapeamento da Área de Contribuição

O mapeamento de classes de uso e ocupação do solo é apresentado na Figura 6 e a áreas ocupadas por cada classe, na Tabela 5. As áreas classificadas como residencial/comercial (52,67%) são a principal forma de uso do local, seguidas pelas áreas industriais (20,37%) e de reflorestamento (15,32%). O total de área impermeável, em 2019, é de 26,60 km², o que representa 73,04% do total da área de contribuição do SDR Jardim Arize.

Figura 6: Mapeamento de uso e ocupação do solo do SDR Jardim Arize, ilustrando as classes com imagens do Google Earth Pro, 2020



Fonte: Adaptado de Goehler *et al.* (2022)

Tabela 5: Classes de uso do solo na área de contribuição do SDR Jardim Arize

Classe de uso	Tipo	Área (km²)	Área (%)
Corpos hídricos	-----	0,06	0,15
Área permeável	Reflorestamento	5,58	15,32
	Solo exposto	4,19	11,49
Área impermeável	Residencial/comercial	19,18	52,67
	Industrial	7,42	20,37
Total	-----	36,43	100,00

Fonte: Adaptado de Goehler *et al.* (2022)

O comprimento total de arruamento é de 640 km, e a densidade de arruamento é de 24 km/km². O comprimento total de vias arteriais é de 65,91 km, e predominantemente cruzam a área de contribuição no sentido leste para oeste. A Tabela 6 apresenta as vias classificadas como arteriais (CET, 2019).

Tabela 6: Vias Arteriais da área de contribuição do SDR Jardim Arize

Vias arteriais	Comprimento (km)
Av. Afonso de Sampaio e Sousa	4,53
Av. Aricanduva	15,36
Av. Engenho Novo	0,85
Av. Mateo Bei	3,87
Av. Ragueb Chohfi	7,97
Av. Riacho dos Machados	2,17
Av. Rio Das Pedras	3,68
Av. Sapopemba	12,41
Av. dos Nacionalistas	0,44
Av. Arq. Vilanova Artigas	7,67
Av. Vice Presidente Jose Alencar Gomes da Silva	5,70
Praça Felisberto Fernandes da Silva	0,47
Praça Miguel Ramos De Moura	0,05
Rua Manuel Andre	0,05
Rua Manuel Arce	0,29
Via de Acesso	0,40

Fonte: Adaptado de CET (2019)

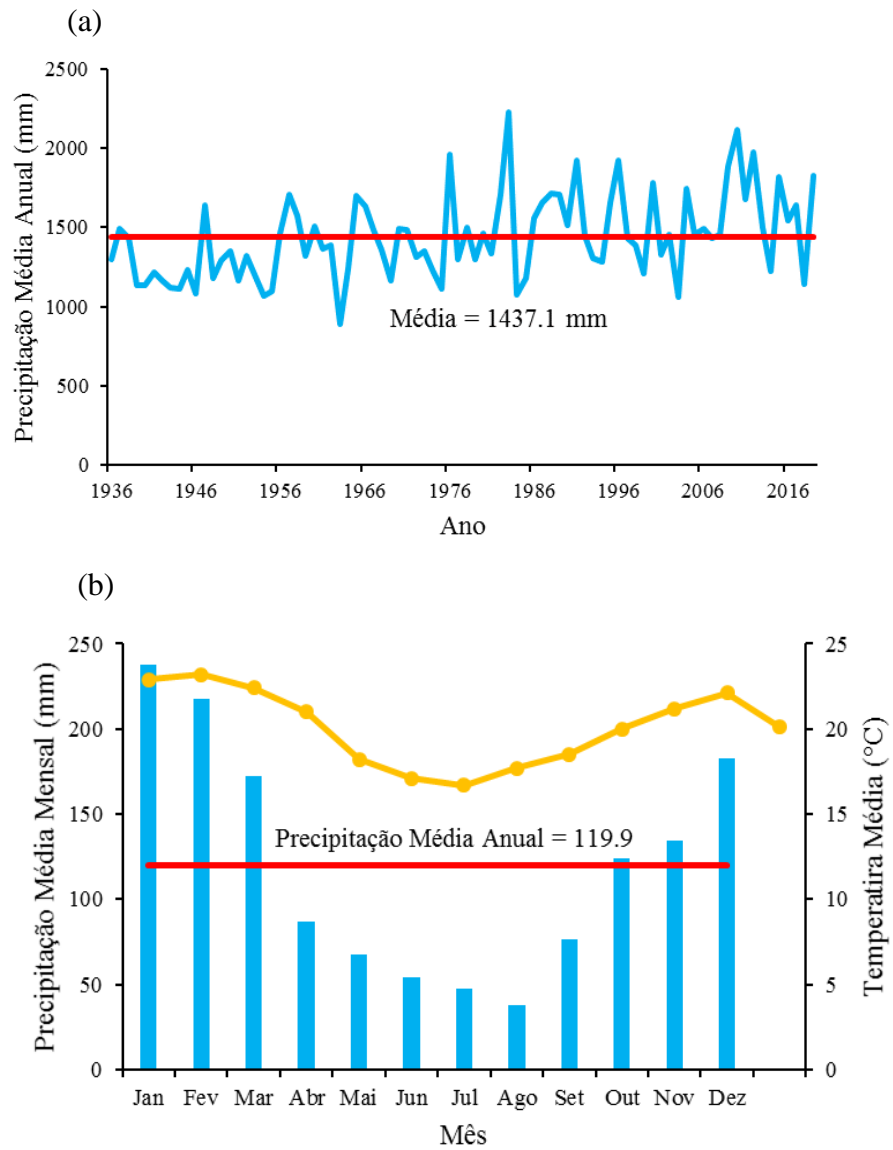
5.1.2 Dados Hidrológicos

Os dados hidrológicos foram utilizados para melhor caracterização da área de estudo. A partir dos dados de precipitação média da estação pluviométrica E3-035 (23°39'04" S e 46°37'21" O) foram elaborados os gráficos de precipitação média anual e mensal, para o período de 1936 a 2019 (83 anos), na Figura 7. A média anual de precipitação para o período avaliado foi de 1.437,1 mm (por ano), com máximos de 2.228,5 mm, no ano de 1983, e 2.113,7 mm em 2010. Os valores mínimos anuais foram de 887,0 mm, em 1963 e 1.063,2, em 2003.

A precipitação mensal média no período avaliado foi de $119,9 \pm 68,9$ mm por mês. Conforme esperado, devido ao clima tropical úmido, com verões chuvosos e invernos secos, o valor máximo de precipitação mensal foi em janeiro, com $237,6 \pm 91,1$ mm, e mínimo em agosto, com $37,8 \pm 33,0$ mm. Os meses de dezembro a março (verão) são o período chuvoso da região, e os meses de junho a setembro (inverno), o período seco. Essa variação pode ser identificada na Figura 7b. A temperatura média (obtida na Estação Climatológica São Paulo, Mir de Santana 83781) varia entre 16,7 °C, em julho, e 23,2 °C, em fevereiro. A média anual é de $20,08 \pm 2,36$ °C.

A partir da Equação 1 foi calculada a descarga anual (média de $813,34 \pm 442,82$ L/s), baseada na precipitação (Figura 8a). E a partir da Equação 2 foi determinada a intensidade da precipitação para TR de 2, 5, 10, 15, 20, 25, 50 e 100 anos, com duração de 10 a 200 minutos (Figura 8b). Para TRs entre 2 e 10 anos, são esperadas chuvas com intensidades de até 63 mm/h e duração de 60 min, enquanto chuvas de aproximadamente 94 mm/h podem ser estimadas para TRs de 10 anos e duração de 30 min. Chuvas com intensidade inferior a 54 /h são muito prováveis de ocorrer, com $TR < 5$ anos. A Tabela 7 apresenta a intensidade de precipitação para TR de 2, 5, 6 e 10 anos, e duração de 10, 20, 30 e 60 minutos.

Figura 7: Precipitação média anual (a) e precipitação e temperatura média mensal (b) no período de 1936 a 2019, em São Paulo, Brasil



Fonte: Adaptado de Goehler *et al.* (2022)

Figura 8: Vazão anual calculada, no período de 1936 a 2019 (a) e intensidade de precipitação para TR de 2, 5, 10, 15, 20, 25, 50 e 100 anos, e duração de 10 a 200 minutos (b), em São Paulo, Brasil

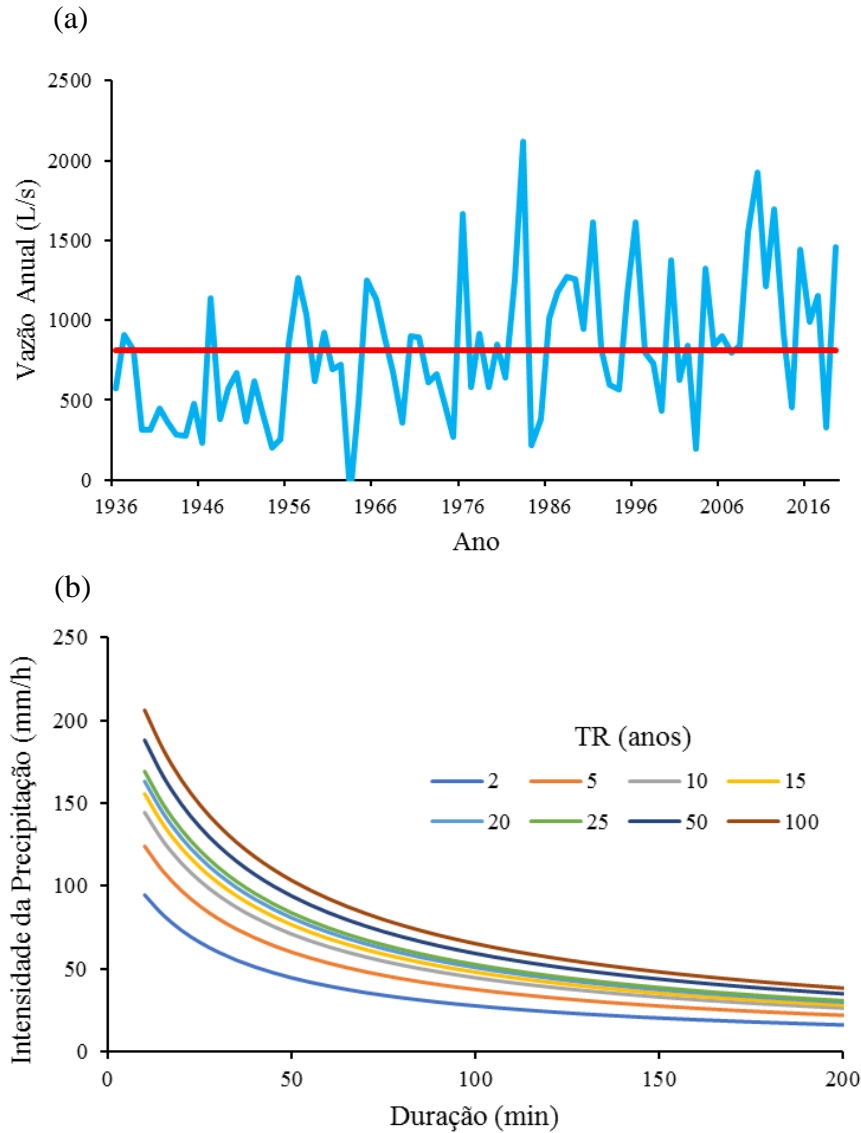


Tabela 7: Intensidade da precipitação (mm/min) para TR entre 2 e 10 anos e duração de 10 a 60 minutos

Duração (min)	Tempo de Retorno (anos) (TR)			
	2	5	6	10
10	94,3	124,3	129,6	144,1
20	73,1	97,4	101,8	13,5
30	60,0	80,5	84,2	94,1
60	39,6	53,7	56,2	63,0

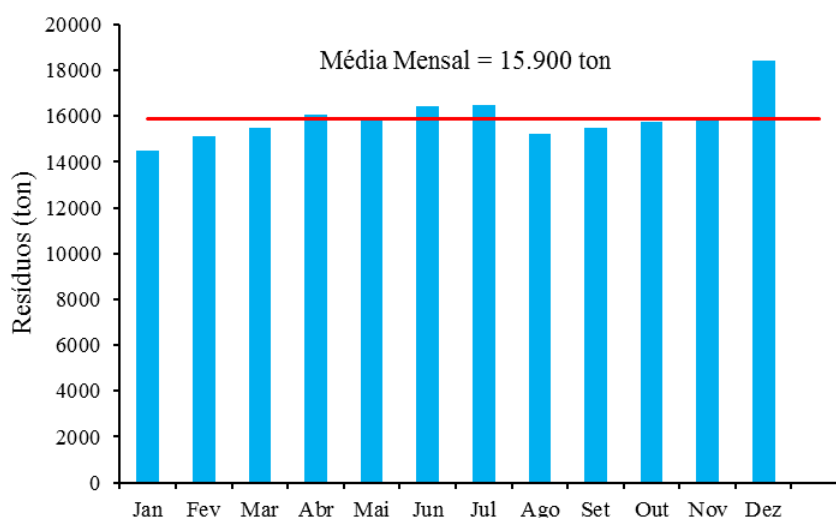
Fonte: Adaptado de Goehler *et al.* (2022)

Foram avaliados os dados da Estação Interlagos, no período de janeiro a agosto de 2019, e constata-se que 99% dos eventos de precipitação registrados (duração de 30 minutos) foram inferiores a 30 mm/h, o que corresponde a um TR inferior a 2 anos. A maior intensidade registrada foi de 56 mm/h, o que corresponde a um TR de 6 anos (Tabela 7). Um TR de 6 anos representa 84% de chance desse evento ser superado em 10 anos. De forma similar, na Estação Henry Bordem 99% das precipitações registradas no período foram de intensidade inferior a 30 mm/h e a máxima foi de 44 mm/h.

5.1.3 Sedimentos do SDR

A partir dos dados fornecidos em AMLURB (2021), foi calculada a média mensal de resíduos removidos dos piscinões operados pela prefeitura de São Paulo, dos anos de 2013 a 2020 (Figura 9). O valor máximo ocorreu em dezembro (18.421 ± 6.150 ton, média) e o mínimo em janeiro (14.485 ± 1.662 ton, média). A média mensal de resíduos coletados é de 15.900 ± 976 ton/mês e a média anual é de 190.800 ± 13.843 ton/ano. A destinação final dos sedimentos removidos são os aterros sanitários. Não foi realizada nesse estudo a caracterização dos sedimentos acumulados no SDR Jardim Arize.

Figura 9: Média mensal de resíduos removidos dos SDRs da cidade de São Paulo, no período de 2013 a 2020



Fonte: Adaptado de Goehler *et al.* (2022)

5.2 Caracterização e Quantificação dos MPs

Apesar da reduzida quantidade de amostras, foi aplicado o teste estatístico ANOVA, e as duas amostras coletadas não apresentaram diferenças significativas. Portanto os resultados são compostos pela média dos dois pontos coletados. O total de MPs nas amostras de sedimento do SDR Jardim Arize foi de 109.089 unidades/kg. Nesse total 53% foi identificado como TWPs (57.461 unidades/kg), 30% fragmentos (32.456 unidades/kg), 9% fibras (10.022 unidades/kg), 4% filmes (4.622 unidades/kg) e 4% *pellets* (4528 unidades/kg). Em relação às faixas de tamanhos, 90% dos MPs identificados possuem entre 0,1 mm e 0,5 mm (97.653 unidades/kg), 7% de 0,5 mm a 1,0 mm (7.106 unidades/kg) e 4% entre 1,0 mm e 5,0 mm (4.328 unidades/kg). A Tabela 8 apresenta a contagem dos MPs identificados (unidades/kg), separados nos tipos e tamanhos definidos.

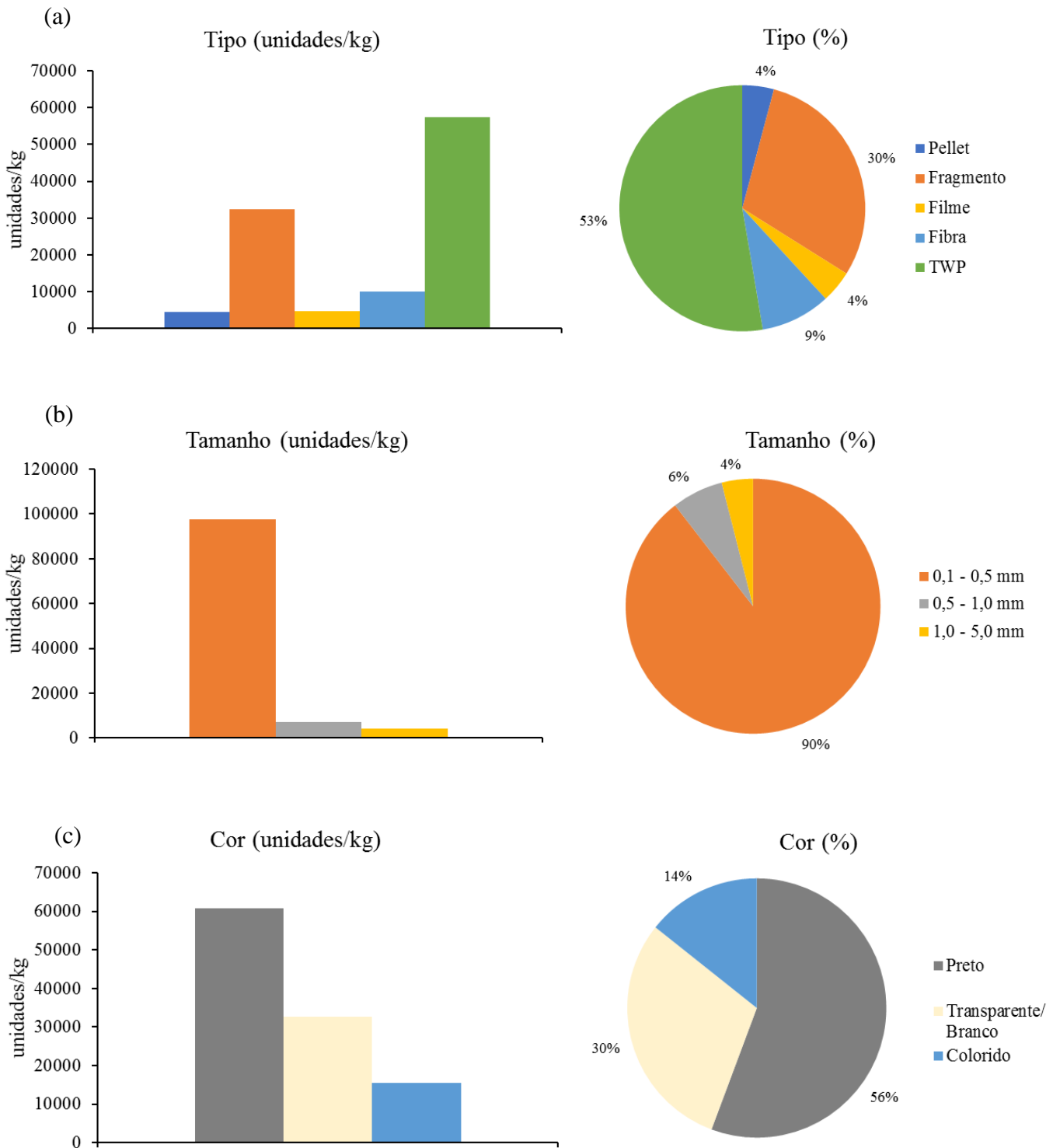
Tabela 8: Quantificação dos MPs identificados nas amostras de sedimentos do SDR Jardim Arize (unidades/kg), classificados por tipo e tamanho

Tipo/ Tamanho	0,1 – 0,5 mm	0,5 - 1 mm	1,0 – 5,0 mm	Total (unidades/kg)
<i>Pellet</i>	4.528 (\pm 100%)	-	-	4.528 (\pm 100%)
Fragmento	30.089 (\pm 41%)	1.550 (\pm 39%)	817 (\pm 90%)	32.456 (\pm 41%)
Filme	2.622 (\pm 47%)	1.250 (\pm 78%)	750 (\pm 64%)	4.622 (\pm 52%)
Fibra	5.122 (\pm 71%)	2.506 (\pm 55%)	2.394 (\pm 80%)	10.022 (\pm 47%)
TWP	55.294 (\pm 46%)	1.800 (\pm 33%)	367 (\pm 91%)	57.461 (\pm 45%)
Total	97.656 (\pm 38%)	7.106 (\pm 33%)	4.328 (\pm 71%)	109.089 (\pm 38%)

Fonte: Adaptado de Goehler *et al.* (2022)

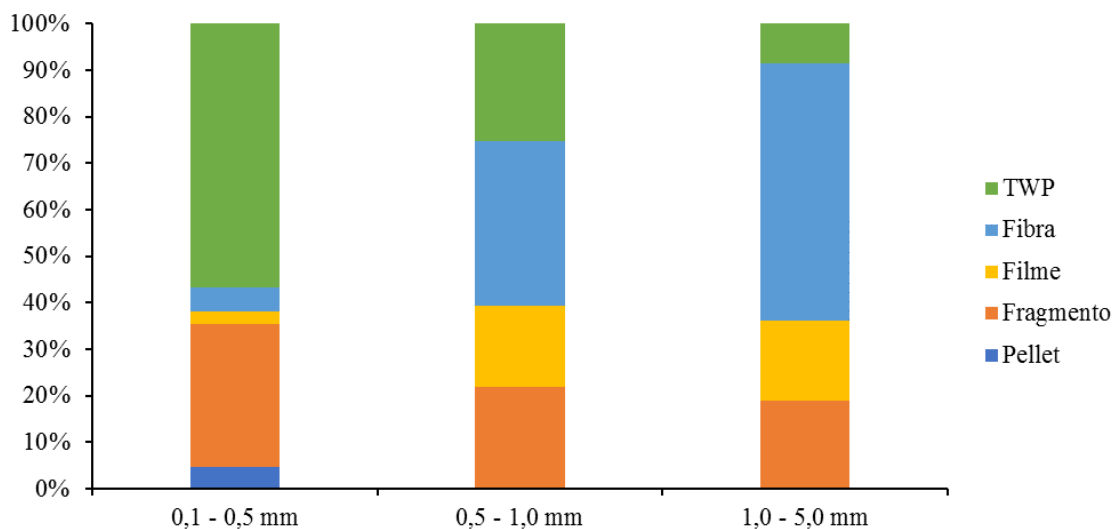
Os dados de quantificação e caracterização dos MPs foram organizados em forma de gráficos. A Figura 10 apresenta a divisão de MPs dentre os diferentes tamanhos (a), tipos (b) e cores (c) considerados. A Figura 11 apresenta a abundância dos tipos dos MPs de acordo com suas faixas de tamanho, conforme dados apresentados na Tabela 7.

Figura 10: Total de MPs identificados nas amostras de sedimentos do SDR Jardim Arize, São Paulo, classificados por tipo (a), tamanho (b) e cor (c)



Fonte: Autora

Figura 11: Distribuição dos formatos de MPs identificados nas amostras de sedimentos do SDR Jardim Arize, São Paulo, classificados em faixas de tamanho

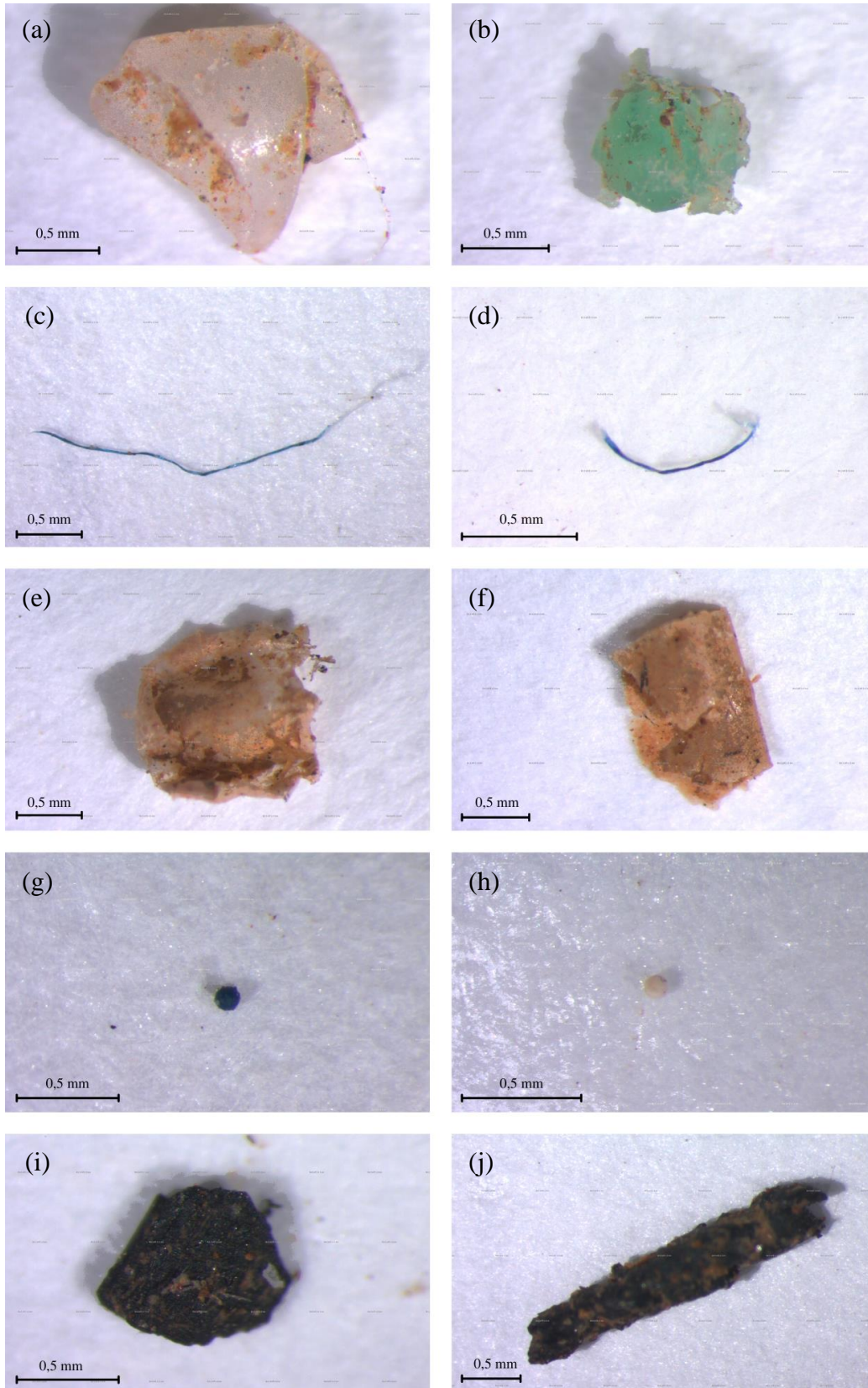


Fonte: Autora

A Figura 12 apresenta as fotos representativas (microscópio óptico) dos diferentes tipos de MPs identificados nas amostras: fragmentos (a,b), fibras (c,d), filmes (e,f), *pellets* (g,h) e TWPs (i,j).

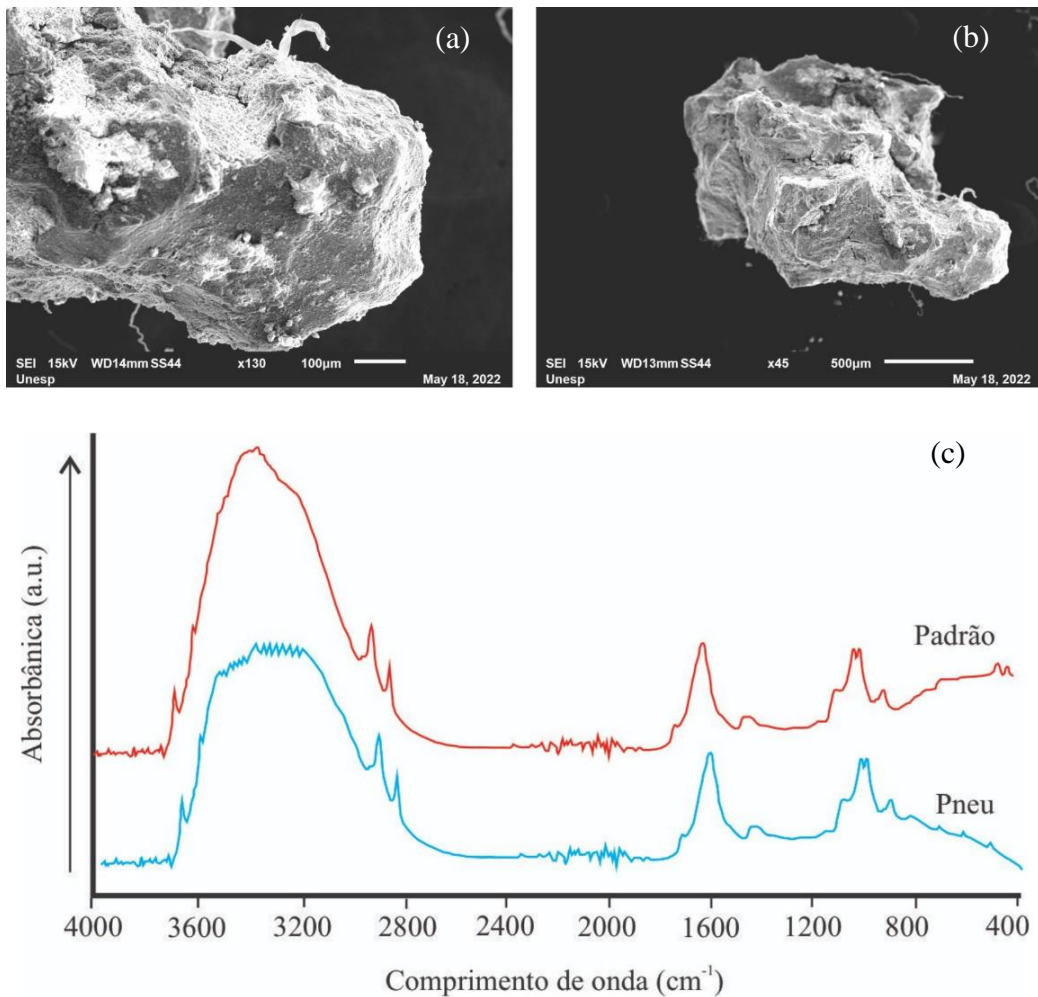
As análises pelo ATR FT-IR e SEM-EDS confirmaram que as partículas classificadas como TWPs são originadas de pneus. A Figura 13 apresenta fotos da morfologia da partícula (a,b) e espectro ATR FT-IR (c), comparado a um pneu padrão da base de dados.

Figura 12: Fotos de microscopia óptica dos tipos de MPs identificados nas amostras de sedimento do SDR Jardim Arize: fragmentos (a,b), fibras (c,d), filmes (e,f), *pellets* (g,h) e TWPs (i,j).



Fonte: Autora

Figura 13: Fotos da morfologia (a, b) e espectro ATR FT-IR (c) das TWPs identificados nas amostras de sedimento do SDR Jardim Arize



Fonte: Adaptado de Goehler et al. (2022)

5.3 Fluxo Anual e Emissão de TWPs

Os dados de quantidade de MPs e TWPs foram normalizados pela área impermeável (km²) e comprimento de arruamento (km). Os resultados foram índices de 4.101 unidades/kg.km² de área impermeável, e 170,5 unidades/kg.km de arruamento para MPs e 2.160 unidades/kg.km² de área impermeável e 87,8 unidades/kg.km de arruamento para TWPs, conforme apresentado na Tabela 9. Utilizando a Equação 3, baseado na média de 190.800 ton/ano de sedimento nos SDRs, o fluxo anual de MPs e TWPs foi de $7,8 \cdot 10^{11}$ e $4,1 \cdot 10^{11}$ unidades/km².ano, respectivamente, conforme Tabela 10.

Tabela 9: Índices de MPs e TWPs calculados a partir da normalização das quantidades de partículas por área impermeável e comprimento de arruamento

Normalização por Área Impermeável	
MPs (unidades/kg.km²)	TWPs (unidades/kg.km²)
4.101	2.160
Normalização por Comprimento de Arruamento	
MPs (unidades/kg.km)	TWPs (unidades/kg.km)
170,5	87,8

Fonte: Autora

Tabela 10: Fluxo de MPs e TWPs em unidades/km².ano

F_{MPs} (unidades/km².ano)	F_{TWPs} (unidades/km².ano)
$7,8 \cdot 10^{11}$	$4,1 \cdot 10^{11}$

Fonte: Autora

Para o cálculo da emissão de TWPs (T_{TWP}), foram considerados os seguintes valores de fator de emissão (f_{TWP}): 0,132 g/veículo.km para automóveis, 0,007 g/veículo.km para motocicletas, 1,068 g/veículo.km para caminhões e 0,204 g/veículo.km para ônibus. O total de veículos por dia foi baseado nos dados apresentados para o horário de pico, na zona leste de São Paulo, 400 a 1900 veículos/h (CET, 2019). Foi considerado um período de 13 horas de tráfego (7h às 20h), MATD de 5.200 a 24.700 veículos por dia. A porcentagem de cada classe de veículo para a cidade de São Paulo foi considerada de 79,10% do tráfego composto por automóveis, 15,74% por motocicletas, 1,37% por caminhões e 2,99% por ônibus (CET, 2019). A Tabela 11 apresenta os dados utilizados.

Tabela 11: Quantidade de veículos e fator de emissão considerados para o cálculo de emissão de TWPs na área de contribuição do SDR Jardim Arize

Classificação dos Veículos	% do total de veículos (CET, 2019)	n° de veículos (CET, 2019)	Fator de Emissão (KOLE <i>et al.</i>, 2017)
Automóveis	79,10	4113,2 – 19.537,7	0,132
Motocicletas	15,74	818,5 – 3.887,8	0,007
Caminhões	1,37	71,2 – 338,4	1,068
Ônibus	2,99	155,5 – 738,5	0,204

Fonte: Kole *et al.* (2017) e CET (2019).

Para o comprimento total de arruamento (L), foram consideradas as vias arteriais na área de contribuição, 65,91 km. Por fim, baseado na Equação 4, a emissão de TWPs (T_{TWP}) calculada foi de 43,3 a 205,5 kg/dia, dependendo do tráfego diário.

6 DISCUSSÃO

6.1 Caracterização da Hidrologia e dos Sedimentos do SDR

Os resultados obtidos na análise dos sedimentos removidos mensalmente dos piscinões (Figura 9) indicam que há pouca variação na quantidade mensal retirada (± 976 ton), ou seja, os sedimentos são removidos dos piscinões em uma taxa constante, possivelmente devido a questões operacionais e logísticas.

Os resultados referentes a avaliação dos dados hidrológicos indicam que os eventos de precipitação que geraram o escoamento superficial, e conseqüentemente o carreamento de MPs para o SDR durante o período de coleta de amostras, são frequentes na região ($TR < 6$ anos). Sendo assim, os MPs e TWPs identificados no SDR são representativos para as condições de precipitação observadas na área de contribuição.

6.2 Tamanhos dos MPs

Os MPs identificados nas amostras de sedimento provenientes do SDR Jardim Arize são predominantemente na menor faixa de tamanho avaliada nesse estudo, 0,1 a 0,5 mm (90% das partículas), e nota-se uma tendência de redução na quantidade de partículas conforme o aumento do tamanho.

Estudos anteriores confirmam a predominância de MPs $< 0,5$ mm em amostras de sedimentos. No artigo de Moruzzi *et al.* (2020) 89% dos MPs tem tamanho entre 0,02 a 0,5 mm. No artigo de Lin *et al.* (2021) 56,9% dos MPs identificados nos sedimentos possuem tamanho entre 0,075 e 0,5 mm. Zheng *et al.* (2020) indicam que a maioria (até 70%) dos MPs possuem tamanho entre 0,1 e 0,49 mm. No artigo de Nematollahi *et al.* (2022) 75,9% dos MPs pertence ao intervalo de 0,05 a 0,5 mm. Dikareva e Simon (2019) constataram a predominância de partículas entre 0,063 e 0,5 mm, e Fischer *et al.* (2016) apontam a predominância de partículas inferiores a 0,5 mm.

A determinação das faixas de tamanho pode variar nos diferentes estudos, mas de maneira geral, prevalecem MPs < 1 mm. No artigo de Liu *et al.* (2019a) os MPs que possuem tamanho inferior a 1 mm foram predominantes na maioria das amostras, excedendo 50% do total. Di e Wang (2018) indicam que 50,1% dos MPs nos sedimentos possuem tamanho inferior a 1 mm. No estudo de Jiang *et al.* (2019), 70% dos MPs possuem tamanho inferior a 1 mm e

no de Ballent *et al.* (2016) praticamente todas as partículas apresentaram tamanho inferior a 2 mm.

A metodologia utilizada nesse estudo não é adequada para a identificação de partículas inferiores a 0,1 mm. Porém, destaca-se também que MPs < 0,1 mm foram identificados em abundância em estudos cuja metodologia possibilitou avaliar partículas ainda menores, representando cerca de 40 a 50% do total de partículas (LIU, VIANELLO e VOLLERSTSEN, 2019; NIU *et al.*, 2022; LEADS e WEINSTEIN, 2019; KLEIN, WORCH e KNEPPER, 2015).

A elevada concentração de partículas de tamanho 0,1 a 0,5 mm pode ser explicada pela facilidade no transporte dessas partículas por meio do escoamento superficial, intensificado devido à elevada impermeabilização da área. As partículas menores são preferencialmente transportadas pelo escoamento superficial, gerado por chuvas de intensidade moderada a baixa com reduzidos períodos de retorno, ou seja, chuvas frequentes na região (BAENSCH-BALTRUSCHAT *et al.*, 2020; HONG *et al.*, 2016). Partículas maiores (> 0,5 mm) exigem maiores fluxos e podem também ser depositadas em ambientes próximos àqueles onde são geradas (JÄRLSKOG *et al.*, 2021; KLÖCKNER *et al.*, 2020).

A deposição atmosférica pode também ser uma forma de transporte dessas pequenas partículas (SUN *et al.*, 2022; LI *et al.*, 2022; KOUTNIK *et al.*, 2022). No entanto, devidos às características climáticas da região, acredita-se que os MPs identificados no SDR são predominantemente gerados na área de contribuição e transportados pelo escoamento superficial resultante das precipitações frequentes. Portanto, essa forma de transporte não foi avaliada nesse estudo.

As partículas de menor tamanho apresentam também os maiores riscos e impactos nos ecossistemas, devido a sua facilidade para entrar em células e tecidos, sendo acumuladas ao longo da cadeia alimentar (TRIEBSKORN *et al.*, 2019; KUMAR *et al.*, 2021). É necessário um maior entendimento sobre os pequenos MPs, e sua análise ainda enfrenta desafios relacionados a definição e padronização de metodologias (CALDWELL *et al.*, 2022; KOELMANS *et al.*, 2019).

6.3 Formatos e Fontes dos MPs

TWPs foram o formato com maior incidência, seguidos dos fragmentos, somando 83% do total. As fibras (9%), *pellets* (4%) e filmes (4%) compõem os 17% restantes. A distribuição de formatos indica a predominância de MPs secundários, resultantes da fragmentação de partículas maiores em condições ambientais (TRIEBSKORN *et al.*, 2019).

Nota-se que uma elevada fração dos MPs identificados é proveniente de TWPs (> 50%), que são os maiores contribuintes de MPs no SDR estudado. No entanto, a quantidade de TWPs dentre os MPs pode variar em diferentes locais. No estudo de Järllskog *et al.* (2021) as TWPs representaram até 83% dos MPs nas amostras, Leads e Weinstein (2019) apontam que as TWPs representaram 17% do total de MPs e 41,9% dos fragmentos, Ziajahromi *et al.* (2020) classificaram 38% dos MPs como TWPs e Werbowski *et al.* (2021), 67%.

A elevada impermeabilização, a densidade de arruamento e o tráfego de veículos na bacia do rio Aricanduva podem explicar a elevada concentração de TWPs nesse estudo e as variações entre os demais locais. Em locais nos quais a área de contribuição apresenta menor taxa de impermeabilização e menor densidade de arruamento, espera-se uma menor quantidade de TWPs. Além das características da área de contribuição, as variações nos percentuais de TWPs podem ser relacionadas também com o uso de veículos e o estilo de direção, visto que esses fatores influenciam na taxa de geração de partículas (MENGISTU, HEISTAD e COUTRIS, 2021).

Considerando as faixas de tamanho utilizadas, a quantidade de TWPs decresce conforme o aumento no tamanho das partículas. Entre 0,1 e 0,5 mm, TWPs representam 57% do total de MPs, entre 0,5 e 1,0 mm, 25% e entre 1,0 e 5,0 mm, somente 8%. Menores TWPs são encontradas em maiores quantidades, e assim como os MPs em geral, são mais facilmente transportados pelo escoamento superficial (KLÖCKNER *et al.*, 2020). Como o SDR recebe o escoamento superficial de toda a área de contribuição, é esperada uma elevada concentração dessas partículas.

Os fragmentos foram a segunda fração mais representativa dentre os formatos identificados (29%). A elevada quantidade de fragmentos em amostras de sedimentos em áreas urbanas já foi constatada em estudos anteriores, variando entre 43,6% e 88% dos MPs nas amostras analisadas (MORUZZI *et al.*, 2020; NIU *et al.*, 2022; LIU *et al.*, 2019a; RODRIGUES *et al.*, 2018; DIKAREVA e SIMON, 2019). Nota-se que a porcentagem de fragmentos nesse estudo é inferior ao restante da bibliografia, porém, os estudos citados acima não classificam separadamente as TWPs. Quando não separados, as TWPs podem ser enquadradas como fragmentos, o que pode causar certas discrepâncias nas proporções dos tipos de MPs avaliados.

A quantidade de fragmentos reduziu conforme o aumento de tamanho das partículas (30%, 19% e 17%, respectivamente), mesma tendência observada nas TWPs. Moruzzi *et al.* (2020) apresentam que também essa tendência. Assim como as TWPs, a maior quantidade de partículas menores pode ser explicada pelo transporte via escoamento superficial. Devido à

origem dos fragmentos, é esperado que locais com maior densidade populacional e maior consumo de plástico apresentem elevadas concentrações de fragmentos.

As fibras representam 9% do total de MPs observados, a quantidade de fibras é reduzida nos menores tamanhos (0,1 a 0,5 mm, 5%), mas aumenta conforme o aumento de tamanho dos MPs (0,5 a 1,0 mm, 35%), se tornando predominante na faixa de 1,0 a 5,0 mm (55%). No estudo de Moruzzi *et al.* (2020), as fibras representaram também 9% do total de MPs e 4% da faixa de 0,02 a 0,5 mm, 48% da faixa de 0,5 a 1,0 mm e 54% da faixa de 1,0 a 5,0 mm. No entanto, em geral, estudos anteriores apresentam maiores quantidades de fibras, que variam de 20% a 100% dos MPs identificados (DI e WANG, 2018; FISCHER *et al.*, 2016; ZHENG *et al.*, 2020; LEADS e WEINSTEIN, 2019; LIN *et al.*, 2021; JIANG *et al.*, 2019; NEMATOLLAHI *et al.*, 2022; NIU *et al.*, 2022; DIKAREVA e SIMON 2019).

Considerando suas origens, o total de fibras tende a ser superior em sistemas de esgoto e drenagem combinados, devido ao lançamento de efluentes da lavagem de roupas (DRIS, GASPERI e TASSIN, 2018). Desde o início do século 20, o Brasil possui sistema de separação absoluta para a coleta de esgoto (MORIHAMA *et al.*, 2012), e isso pode explicar a reduzida quantidade de fibras nesse estudo, quando comparado a outros locais. Porém, existem potenciais fontes de contaminação com o lançamento clandestino de efluentes em corpos hídricos e no sistema de drenagem, que podem ser responsáveis por uma parcela dos MPs identificados (SÃO PAULO, 2020). Dessa forma, a presença de MPs pode ser um indicador de contaminação por esgoto doméstico.

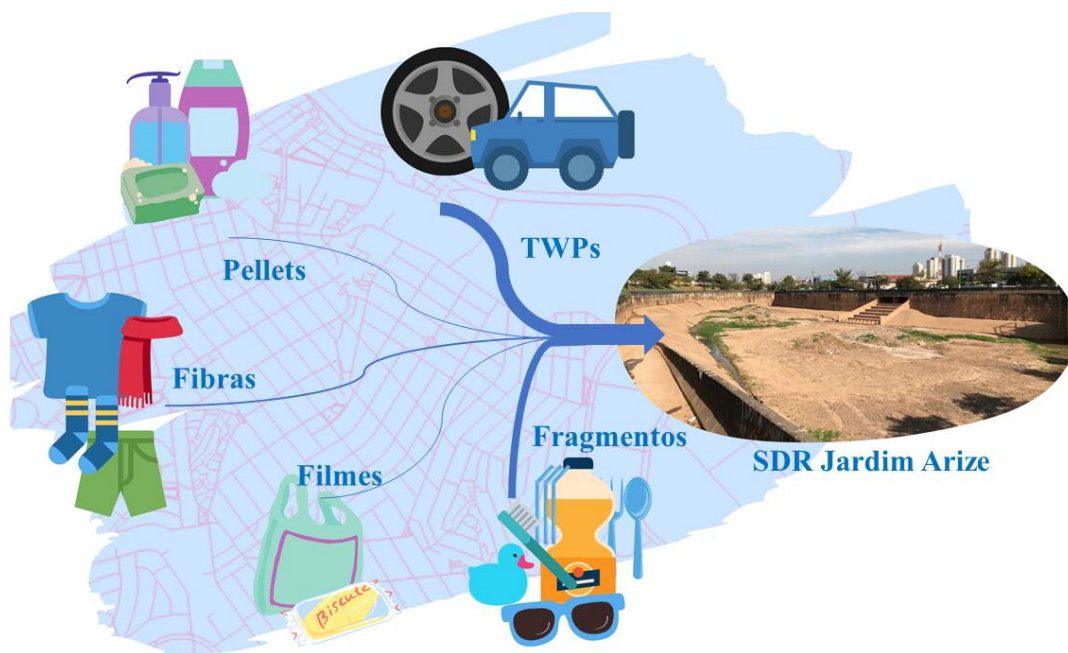
Os filmes representaram 4% do total dos MPs observados nas amostras e, assim como as fibras, foram mais representativos nos maiores tamanhos (3%, 18% e 17%). Essa tendência é apresentada também por Moruzzi *et al.* (2020), os filmes representam 6% do total (4%, 25% e 29%, respectivamente). A quantidade de filmes varia nos estudos anteriores, desde praticamente ausentes (ZHENG *et al.*, 2020; DI e WANG, 2018; DIKAREVA e SIMON, 2019) até 24,6% do total de MPs (NEMATOLLAHI *et al.*, 2020). Assim como os fragmentos, filmes são esperados em maior abundância em locais com elevada densidade populacional e consumo de produtos plásticos.

Por fim, os *pellets* representaram somente 4% do total de MPs e estudos anteriores também apontam reduzidas quantidades, variando entre 1,2% e 28% do total de partículas (RODRIGUES *et al.*, 2018; LIN *et al.*, 2021; DI e WANG, 2018; JIANG *et al.*, 2019; MORUZZI *et al.*, 2020). Isso se opõe a importância dada aos *pellets* pela mídia, o que levou inclusive à alteração na composição de produtos de cuidado pessoal em alguns países. Tendo

em vista suas fontes, as variações nas concentrações de *pellets* nos estudos anteriores podem ser explicadas pelos hábitos de consumo da população do local.

A Figura 14 ilustra as fontes dos diferentes tipos de MPs identificados nas amostras de sedimento do SDR Jardim Arize.

Figura 14: Principais fontes dos MPs identificados nas amostras de sedimento do SDR Jardim Arize



Fonte: Autora

6.4 Cores

Em relação a cor, 56% dos MPs identificados apresentam tom de preto (60.767 partículas), 30% tons de branco ou transparente (32.728 partículas) e 14% tons coloridos, que engloba tons de laranja, vermelho, azul, amarelo, rosa, roxo, verde, marrom e brilhante (15.611 partículas). Estudos anteriores apresentam grande variação nas colorações dos MPs identificados. Os MPs transparentes predominam em parte dos estudos, variando de 50% a 80% do total (JIANG *et al.*, 2019; DI e WANG, 2018; LIN *et al.*, 2021; ZHENG *et al.*, 2020).

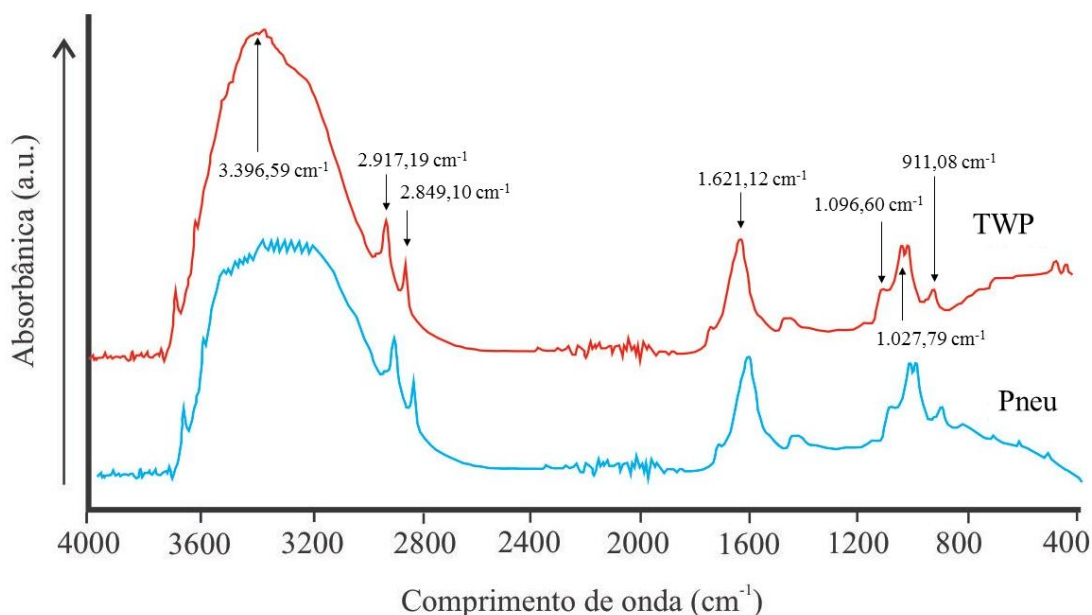
A cor pode variar também conforme o formato dos MPs. Rodrigues *et al.* (2018) consideraram as cores: branco, transparente, preto e colorido. Os MPs mais abundantes foram os coloridos, os fragmentos foram principalmente azuis, brancos e verdes, e as fibras pretas, vermelhas, azuis e transparentes. Leads e Weinstein (2019) constataram MPs de cor preta, azul,

transparente, cinza, verde, vermelha, branca e outras. Dentre os fragmentos, foram identificados principalmente TWPs e partículas pretas, e dentre as fibras, a cor mais abundante foi azul. A presença de cores diversas nos MPs pode estar relacionada ao consumo de plásticos e tecidos coloridos no dia a dia, e as fibras podem perder a coloração, aumentando a abundância de MPs transparentes (CARVALHO *et al.*, 2022; DI e WANG, 2018).

6.5 Identificação das TWPs

A comparação dos espectros infravermelhos (amostra de TWP e partícula de pneu de origem conhecida) indica que as partículas classificadas como TWPs são partículas de pneu, devido à similaridade nos picos, conforme identificado na Figura 15. Considerando a composição do pneu e a forma de geração de TWPs, acredita-se que essas partículas sejam resultantes da banda de rodagem, portanto compostas principalmente por NR e SBR.

Figura 15: Espectro Infravermelho da TWP e comparação com uma partícula de pneu de origem conhecida



Fonte: Adaptado de Goehler *et al.* (2022)

No espectro analisado, tem-se um pico próximo a $3.396,59 \text{ cm}^{-1}$. De forma geral, borrachas possuem picos em regiões próximas a 3.470 cm^{-1} , indicando vibrações dos grupos metil e metileno e estiramentos de OH (GUNASEKARAN, NATARAJAN e KALA, 2007). Carvalho *et al.* (2022) indicam picos entre 3.345 e 3.336 cm^{-1} associado a hidroxilas em partículas de MPs. Estudos anteriores apresentam picos semelhantes, entre 3.600 e 3.000 cm^{-1} ,

relacionados aos estiramentos de OH e NH₂ em borrachas naturais (GUIDELLI *et al.*, 2013); entre 3.600 e 3.100 cm⁻¹, com máximos entre 3290 e 3400 cm⁻¹, em moléculas de *cis*-1,4-polisopreno (POLOVKOVÁ *et al.*, 2006) e próximos a 3435 e 3430 cm⁻¹ em *cis* e *trans* poliisoprenos (SANTOS, SUAREZ e RUBIM, 2005).

Os picos próximos a 2.917,19 e 2.849,10 cm⁻¹ podem estar associados aos estiramentos C-H assimétricos e simétricos dos grupos de metileno, respectivamente. Picos similares são indicados no artigo de Thomas *et al.* (2022) em 2.920 e 2.845 cm⁻¹, Gunasekaran, Natarajan e Kala (2007) em 2.950 e 2.853 cm⁻¹ e Arroio, López-Manchado e Herrero (2003) em 2.918 e 2.850 cm⁻¹. O estiramento assimétrico do CH₂ é identificado em 2.845 cm⁻¹ e 2.922 cm⁻¹ em Sadeghalvaad *et al.* (2019) e Guidelli *et al.* (2013), respectivamente.

Em alcenos espera-se um pico entre 1.660 a 1.600 cm⁻¹, relacionado ao estiramento de ligações C=C (PAVIA *et al.*, 2015). Em estudos anteriores, relacionados a diferentes elastômeros, esse estiramento é identificado nos picos próximos a 1.624 cm⁻¹ (WANG *et al.*, 2021), 1.663 cm⁻¹ (ROLERE *et al.*, 2015), 1.604 cm⁻¹ (ZHOU *et al.*, 2017), 1.620 a 1.600 cm⁻¹ (POLOVKOVÁ *et al.*, 2006), 1.602 cm⁻¹ (SHIELD e GHEBREMESKEL, 2002), 1.650 a 1.670 cm⁻¹ (SANTOS, SUAREZ e RUBIM, 2005). Rai *et al.* (2006) apontam também esse estiramento em picos próximos a 1.599 e 1.589 cm⁻¹ em 2-Mercaptobenzotiazol, composto utilizado na vulcanização da borracha. Portanto, o pico próximo a 1.621 cm⁻¹, identificado no espectro da TWP, pode ser identificado como o estiramento C=C.

O pico próximo a 1.027 cm⁻¹ pode estar associado ao grupo éster (dobramentos de C-O) (THOMAS *et al.*, 2022). Nota-se também um pico próximo a 1.096 cm⁻¹. Picos próximos a 1076 cm⁻¹ podem ser atribuídos às vibrações nas ligações C-S no estiramento simétrico do grupo C-S-C, relacionadas a adição de enxofre em borrachas no processo de vulcanização. O enxofre quebra a ligação entre carbonos, formando ligações C-S-S (GUNASEKARAN, NATARAJAN e KALA, 2007; RAI *et al.*, 2006).

Por fim, tem-se um pico próximo a 911 cm⁻¹, que pode estar ser atribuído as ligações C=CH presentes nos grupos de vinil do poli-butadieno. Picos similares foram identificados e espectros de borrachas nos artigos de Wang *et al.* (2021) (912 cm⁻¹), El-Nemr *et al.* (2019) (908 cm⁻¹), Lee *et al.* (2007) (911 cm⁻¹) e Fernadéz-Berridi *et al.* (2006) (entre 990 e 910 cm⁻¹).

A morfologia das TWPs, avaliadas pelo SEM-EDS, foi similar ao observado por Thomas *et al.* (2022), que indicam que as partículas são ásperas e irregulares, com bordas curvas. Chang *et al.* (2020) apresentam também morfologia similar, e destacam que no caso de partículas menores, nota-se um formato mais regular, que pode ser associado às propriedades

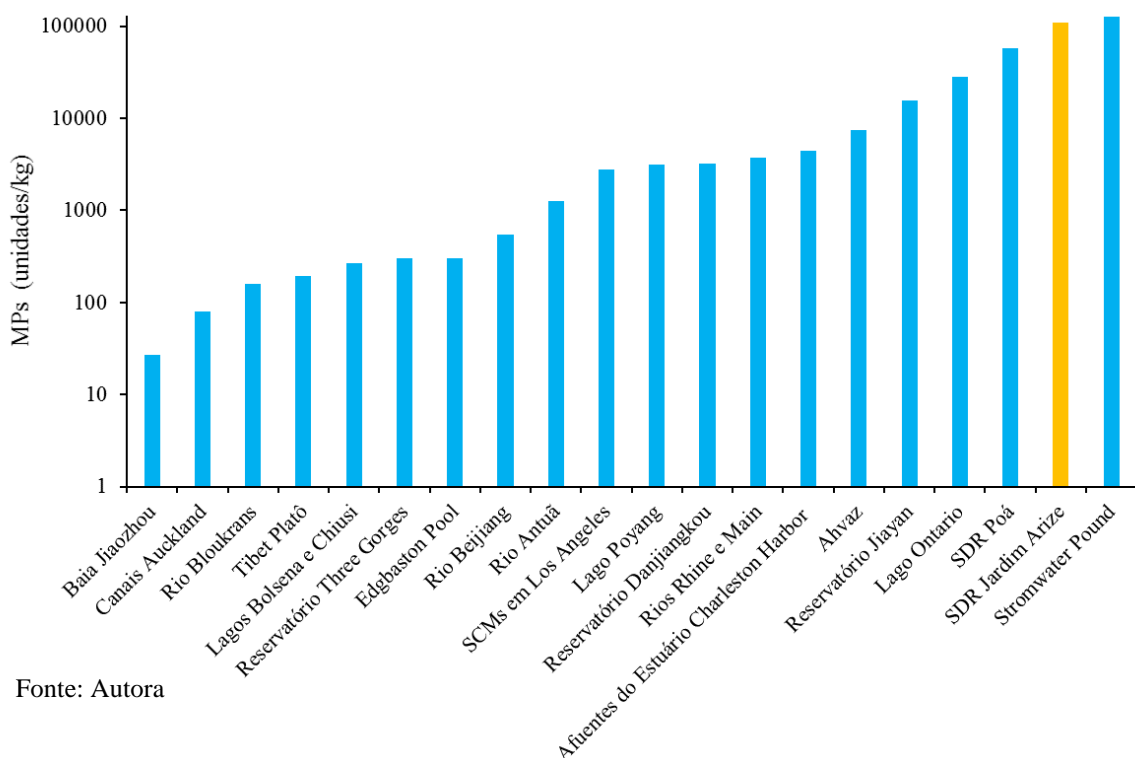
do pneu. Apesar de as análises SEM-EDS permitirem uma avaliação da composição das partículas, essa avaliação não foi realizada nesse estudo.

6.6 Abundância e Ocorrência no Brasil e no Mundo

O total do MPs identificados nas amostras de sedimentos do SDR Jardim Arize foi de 109.089 ($\pm 38\%$) unidades/kg, destacado na Figura 16. Estudos anteriores, apresentados na Tabela 1 e resumidos na Figura 16, indicam grande variação no número de unidade/kg de MPs em diferentes locais. Os valores variam de 27 unidades/kg, na China (ZHENG *et al.*, 2020) a 3.762 unidades/kg em rios na Alemanha (KLEIN, WORCH e KNEPPER, 2015), e lagos e reservatórios podem apresentar valores mais elevados, de 28.000 unidades/kg (BALLENT *et al.*, 2016) a cerca de 128.000 unidades/kg (LIU, VIANELLO e VOLLERSTEN, 2019).

A variação na quantidade MPs pode ser influenciada não só pelas características sociais e ambientais da área de contribuição (BALLENT *et al.*, 2016; CHEN *et al.*, 2020), mas também pelas características dos corpos hídricos e reservatórios investigados. O volume dos corpos hídricos e características dos reservatórios podem diluir o total de MPs transportados pelo escoamento superficial, e rios, lagos e lagoas podem apresentar múltiplas contribuições (tributários) e usos diversos.

Figura 16: Quantidade de MPs em amostras de sedimentos em estudos anteriores, conforme Tabela 1



Fonte: Autora

Poucos estudos apresentam a contagem e caracterização de MPs em reservatórios em geral (GUO *et al.*, 2021) e os poucos reservatórios investigados geralmente são projetados para diversas finalidades (abastecimento de água, geração de energia, irrigação, entre outros) (NIU *et al.*, 2022; DI e WANG, 2018; LIN *et al.*, 2021; KOUTNIK *et al.*, 2022). Diferentemente dos SDRs, esses reservatórios não são impermeáveis e as partículas podem infiltrar no solo. Moruzzi *et al.* (2020) avaliaram a presença de MPs também em um SDR brasileiro, e apresentam uma concentração de cerca de 57.000 unidades/kg. Apesar da diferença quando comparado a esse estudo (com cerca de 109.000 unidades/kg), nota-se uma elevada concentração de MPs em SDRs.

Os SDRs são projetados para a detenção do escoamento de toda a área de contribuição, construídos com fundo impermeável (SANTOS e MAZIVIEIRO, 2016) e devido às condições operacionais, funcionam como uma barreira para MPs e demais poluentes melhorando a qualidade das águas superficiais (MORUZZI *et al.*, 2020; CANHOLI, 2014). Portanto, dentre os diferentes tipos de reservatórios, são os mais representativos para avaliação da abundância e caracterização dos MPs gerados em toda a área de contribuição.

6.7 Impermeabilização, Densidade Populacional e Comprimento de Arruamento

É constatado um aumento na quantidade de MPs e demais poluentes em áreas urbanas e com elevada densidade populacional (BROWNE *et al.*, 2011; JIANG *et al.*, 2019) e as estruturas urbanas e o tráfego de veículos influenciam na quantidade e no transporte dessas partículas (JARLSKOG *et al.*, 2021). Estudos anteriores apontam também um aumento na impermeabilização em áreas urbanas com maior densidade populacional (RAMEZANI, YU e CHE, 2021; WU *et al.*, 2020; STROHBACH *et al.*, 2019), assim como um maior comprimento de arruamento (PEPONIS *et al.*, 2017). Logo, tanto a impermeabilização, quanto o comprimento de arruamento estão associados a geração e transporte de TWPs e demais MPs em áreas urbanas, portanto podem ajudar no entendimento da distribuição dessas partículas.

Na área de contribuição do SDR Jardim Arize, a elevada quantidade de superfícies impermeáveis, somada às condições climáticas tropicais (chuvas frequentes e moderadas), implica em maiores vazões de escoamento superficial, e conseqüentemente transporte de partículas, nesse caso destinadas para o SDR. Estudos anteriores já mostraram a importância do escoamento superficial para transporte e ocorrência de MPs (HONG *et al.*, 2016; TRIEBSKORN *et al.*, 2019; GRBIC *et al.*, 2020; LANGE *et al.*, 2021; SMYTH *et al.*, 2021) e

áreas com elevada impermeabilização, como a área de contribuição do SDR Jardim Arize, intensificam o efeito do escoamento no transporte dessas partículas e possibilitam a interpretação da poluição causada pelos MPs avaliando os sedimentos do SDR. Apesar da influência da declividade da área no escoamento superficial, esse fator não foi avaliado nesse estudo.

A área de contribuição do SDR Jardim Arize apresenta alta densidade demográfica (10.723 hab/km²), superfície impermeável (73,04%, conforme calculado no mapeamento) e elevado comprimento de arruamento (640 km, 24 km/km²). Sobrinho e Tsutya (1999) consideram densidade demográfica de 15.000 hab/km² e comprimento de arruamento de 20 km/km² para áreas residências populares na região metropolitana de São Paulo. Nota-se que os valores obtidos são similares a outras regiões de São Paulo e possivelmente a demais metrópoles com características semelhantes.

Nesse estudo, as quantidades de MPs e TWPs foram normalizadas pela superfície impermeável (km²) e comprimento de arruamento (km), resultando em índices de 4.101 unidades/kg.km² de área impermeável, e 170,5 unidades/kg.km de arruamento para MPs, ou 2160 unidades/kg.km² de área impermeável e 87,8 unidades/kg.km de arruamento para TWPs. Embora os estudos anteriores não apresentem a relação entre a concentração de MPs e TWPs com a impermeabilização das superfícies e comprimento de arruamento, o que dificulta a comparação com outros locais. A Tabela 12 apresenta o cálculo desses parâmetros, a partir de dados apresentados na literatura (JARLSKOG *et al.*, 2021; LIU, VIANELLO E VOLLERSTEN, 2019).

Em Liu, Vianello e Vollersten (2019) foram estudados sete reservatórios de retenção de água pluvial em três cidades da Dinamarca (Silkeborg, Aarhus and Viborg). As amostras foram nomeadas R1, R2 e R3 (áreas residenciais), I1 e I2 (áreas industriais), C1 (área comercial) e H1 (área de rodovia). Para possibilitar a comparação dos dados obtidos em Liu, Vianello e Vollersten (2019) com o presente estudo, foram considerados os MPs de tamanhos de 0,05 a 2 mm (foram desconsiderados MPs < 0,05 mm), e a área da superfície impermeável referente à área de contribuição de cada amostra, em km². Foram obtidos valores de 25.338 (R1), 64.394 (R2), 8.527 (R3), 6.660 (I1), 106.657 (I2), 56.015 (C1) e 10.895 (H1) unidades/kg.km² (Tabela 12). Os valores são superiores aos obtidos nesse estudo (4.101 unidades/kg.km²), no entanto, deve ser considerado que os sedimentos do SDR são removidos periodicamente (Figura 9), diferentemente dos reservatórios estudados em Liu, Vianello e Vollersten (2019).

Tabela 12: MPs e TWPs normalizados pela área impermeável (km²) e comprimento de arruamento (km)

Local/Tipo da área de contribuição	MPs (unidades/kg)	Área impermeável (km ²)	unidades/kg. km ²	Referência
Silkeborg/Residencial (R1)	1.799	0,071	25,338	Liu, Vianello e Vollersten (2019) ¹
Aarhus/Residencial (R2)	27.432	0,426	64,394	
Aarhus/Residencial (R3)	3.974	0,466	8,528	
Aarhus/Industrial (I1)	726	0,109	6,661	
Aarhus/Comercial (C1)	10.643	0,19	56,016	
Aarhus/Estrada (H1)	523	0,048	10,896	
Viborg/Industrial (I2)	74.447	0,698	106,658	
Vitsippsbäcken	2,170 ³	0,22	9,864	Jarlskog <i>et al.</i> (2020) ²
	137 ⁴	0,22	623	
SDR/São Paulo	109.089	26,60	4,101	Estudo atual
	57.461 ⁴	26,60	2,160	
Local	TWP (unidades/kg)	Comprimento de arruamento (km)	unidades/kg. km	Referência
Vitsippsbäcken	137	5,5	25	Jarlskog <i>et al.</i> (2020) ²
SDR/São Paulo	57.461	640	87,8	Estudo atual

Fonte: Liu, Vianello e Vollersten (2019); Jarlskog *et al.* (2020); Autora.

¹ Somente MPs de 0,05 a 2,0 mm foram considerados; ² Amostras de *sweepsand* foram consideradas; ³ TWP e partículas de *bitumen* foram consideradas; ⁴ Somente TWPs foram consideradas.

O mesmo cálculo foi realizado com os dados de Jarlskog *et al.* (2020). Foram consideradas as amostras de *sweepsand* e o total de TWPs e *bitumen*. Foram obtidos os valores de 9.863 unidades/kg.km², para *bitumen* + TWPs, e 622 unidades/kg.km² de TWPs. Jarlskog *et al.* (2020) apresentam também o comprimento total de arruamento da área de contribuição, portanto foi possível calcular a quantidade de TWPs por quilômetro de arruamento, 25 unidades/kg.km. Os valores em Jarlskog *et al.* (2020) são inferiores aos obtidos para o SDR Jardim Arize. Conforme discutido, os SDRs são estruturas representativas para o acúmulo de partículas, portanto são esperadas maiores quantidades de MPs e TWPs quando comparadas àquelas encontradas e amostras de *sweepsand*. Também deve ser considerado o tamanho da área de contribuição (0,55 km²) e reduzido comprimento de arruamento (5,5 km) em Jarlskog *et al.* (2020) quando comprado à área de contribuição do SDR Jardim Arize (36,5 km² e 640 km). Essas questões podem justificar os valores superiores de TWPs por área impermeável e

por comprimento de arruamento obtidos nesse estudo. A granulometria dos sedimentos pode também justificar as diferenças entre os locais, no entanto, esse fator não foi avaliado.

O fluxo total de MPs (F_{MPs}) e TWPs (F_{TWPs}) é de $7,8 \cdot 10^{11}$ e $4,1 \cdot 10^{11}$ unidades/km².ano, respectivamente, considerando 190.800 ton/ano de sedimentos nos SDRs (AMLURB, 2021). Dris *et al.*, (2018) relataram valores a mesma ordem de grandeza de fibras, apesar de serem originadas de fontes diferentes. A falta de dados nesse tópico é um desafio, e a heterogeneidade de fontes e tipos de MPs dificultam a comparação. No entanto, esses resultados podem auxiliar pesquisas futuras.

Por fim, a emissão de TWPs (T_{TWP}) calculada (43,3 a 205,5 kg/dia), é superior ao apresentado em Järllskog *et al.* (2020), 3,0 a 71 kg/dia e Kole *et al.* (2017), 0,81 g/dia. Baseado na Equação 3 utilizada, a emissão é proporcional ao número de veículos e comprimento de arruamento. Portanto, essa variação era esperada, visto que a Bacia do Rio Aricanduva apresenta tráfego intenso e elevado comprimento de arruamento (65,91 km, considerando somente as vias arteriais).

Apesar de nunca terem sido apresentadas na literatura, os índices MPs e TWPs relacionados a áreas impermeáveis e comprimento de arruamento são importantes para melhor entendimento do comportamento dos MPs em áreas urbanas densamente ocupadas e altamente impermeáveis, comuns em grandes cidades ao redor do mundo. A falta de dados impede uma melhor comparação e discussão desses dados, no entanto a grandeza dos valores obtidos indica a relevância desse poluente em áreas urbanas.

7 CONCLUSÕES

As amostras de sedimento foram coletadas no SDR Jardim Arize, localizado na Bacia Hidrográfica do Rio Aricanduva (São Paulo), para identificação e caracterização dos MPs. A área de contribuição do SDR possui 36 km², com 73% da área superficial impermeabilizada e 640 km de arruamento. As TWPs representaram maior fração de MPs, 53% do total, e sua abundância pode ser relacionada às características da área de contribuição, como a elevada impermeabilização e densidade de arruamento. A maior fração de MPs e TWPs ocorreu na faixa de tamanho de 0,1 a 0,5 mm (90%). Normalizando a quantidade de TWPs com os dados da área de contribuição, tem-se índices de 2.160 unidades/kg.km² de área impermeável e 87,8 unidades/kg.km de arruamento. O índice de partículas, calculado a partir da área e comprimento de arruamento, é apresentado pela primeira vez nesse estudo.

A emissão de TWPs variou de 43,3 a 205,5 kg/dia e o fluxo anual calculado foi de $7,8 \cdot 10^{11}$ unidades/km².ano para MPs e $4,1 \cdot 10^{11}$ unidades/km².ano para TWPs, demonstrando a significância desse poluente. É possível que resultados similares sejam encontrados em outros locais com ocupação do solo similar, comum em grandes cidades ao redor do mundo. Sugere-se que, em futuros trabalhos, a razão entre a abundância de TWPs e a impermeabilização, comprimento de arruamento e tráfego de veículos da área de contribuição seja explorada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AATMEEYATA, K., SHARMA M. Traffic generated non-exhaust particulate emissions from concrete pavement: a mass and particle size study for two-wheelers and small cars. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 35, p. 5691-5697, 2009.

AMLURB, Autoridade Municipal de Limpeza Urbana. **Coleta Resíduos Sólidos Urbanos**, 2021. Disponível em: <<http://dados.prefeitura.sp.gov.br/dataset/coleta-de-residuossolidosurbanos>>. Acesso em: 18 de fev. de 2022.

ANBUMANI, S.; KAKKAR, P. Ecotoxicological effects of microplastics on biota: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 15, p. 14373-14396, 2018.

AKDOGAN, Z.; GUVEN, B. Microplastics in the environment: A critical review of current understanding and identification of future research needs. **Environmental Pollution**, v. 254, p. 113011, 2019.

ARNOLD JR., GIBBONS, C. Impervious surface coverage: the emergence of a key environmental indicator. **Journal of the American planning Association**, v. 62, n. 2, p. 243-258, 1996.

ARROYO, M.; LOPEZ-MANCHADO, M. A.; HERRERO, B. Organo-montmorillonite as substitute of carbon black in natural rubber compounds. **Polymer**, v. 44, n. 8, p. 2447-2453, 2003.

BAENSCH-BALTRUSCHAT, B. *et al.* Tyre and road wear particles (TRWP) - A review of generation, properties, emissions, human health risk, ecotoxicity, and fate in the environment. **Science of the Total Environment**, v. 733, p. 137823, 2020.

BALLENT, A. *et al.* Sources and sinks of microplastics in Canadian Lake Ontario nearshore, tributary and beach sediments. **Marine pollution bulletin**, v. 110, n. 1, p. 383-395, 2016.

BONDUKI, N. O modelo de desenvolvimento urbano de São Paulo precisa ser revertido. **Estudos avançados**, v. 25, n. 71, p. 23-36, 2011.

BROWNE, M. A. *et al.* Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. **Environ. Sci. Technol.**, v. 45, p. 9175-9179, 2011.

CALDWELL, J. *et al.* The micro-, submicron-, and nanoplastic hunt: A review of detection methods for plastic particles. **Chemosphere**, p. 133514, 2022.

CANEVAROLO, S. **Ciência dos Polímeros: um texto básico para tecnólogos e engenheiros**. 3. ed. São Paulo: Artliber, 2013.

CANHOLI, A. **Drenagem Urbana, e Controle de Enchentes**. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2014.

CARVALHO, A. *et al.* Interactive effect of urbanization and flood in modulating microplastic pollution in rivers. **Environmental Pollution**, v. 309, p. 119760, 2022.

CET, Companhia de Engenharia de Tráfego. **Pesquisa de Mobilidade do Sistema Viário Principal**, 2019. Disponível em: <<http://www.cetsp.com.br/sobre-a-cet/relatorios-corporativos.aspx>>. Acesso em: 16 de mar. de 2022.

CHANG, X. *et al.* Experimental investigation on the characteristics of tire wear particles under different non-vehicle operating parameters. **Tribology International**, v. 150, p. 106354, 2020.

CHEN, H. *et al.* The occurrence of microplastics in water bodies in urban agglomerations: impacts of drainage system overflow in wet weather, catchment land-uses, and environmental management practices. **Water research**, v. 183, p. 116073, 2020.

COLLAÇO, F. *et al.* The dawn of urban energy planning—Synergies between energy and urban planning for São Paulo (Brazil) megacity. **Journal of Cleaner Production**, v. 215, p. 458-479, 2019.

DAEE, Departamento de Águas e Energia Elétrica. **Precipitações Intensas no Estado de São Paulo**, 2018. Disponível em:

<<https://drive.google.com/file/d/1JHG08Q121xZM3jBoGZwgzVR4x2224eR2/view>> Acesso em: 15 de jun. de 2022.

DAEE, Departamento de Águas e Energia Elétrica. **Banco de dados hidrológicos**, 2020.

Disponível em: <<http://www.hidrologia.dae.sp.gov.br/Default.aspx>> Acesso em: 12 de fev. de 2021.

DAEE, Departamento de Águas e Energia Elétrica. **Piscinões: Reservatórios de contenção de cheias para auxílio no combate a enchentes**, 2022. Disponível em:

<<http://www.dae.sp.gov.br/site/piscinoes/>> Acesso em: 15 de jun. de 2022.

DI, M.; WANG, J. Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China. **Science of the Total Environment**, v. 616, p. 1620-1627, 2018.

DI GIULIO, G. *et al.* Mainstreaming climate adaptation in the megacity of São Paulo, Brazil. **Cities**, v. 72, p. 237-244, 2018.

DIKAREVA, N.; SIMON, K. Microplastic pollution in streams spanning an urbanisation gradient. **Environmental Pollution**, v. 250, p. 292-299, 2019.

DRIS, R.; GASPERI, J.; TASSIN, B. Sources and fate of microplastics in urban areas: a focus on Paris megacity. **Freshwater Microplastics**, v. 58, p. 69-83, 2018.

EL-NEMR, K. *et al.* Mechanical properties of gamma-irradiated styrene-butadiene rubber/acid-treated vermiculite clay/maleic anhydride nanocomposites. **Polymer Engineering & Science**, v. 59, n. 2, p. 355-364, 2019.

ERIKSEN, M. *et al.* Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. **Marine pollution bulletin**, v. 77, n. 1-2, p. 177-182, 2013.

FERNÁNDEZ-BERRIDI, M. *et al.* Pyrolysis-FTIR and TGA techniques as tools in the characterization of blends of natural rubber and SBR. **Thermochimica Acta**, v. 444, n. 1, p. 65-70, 2006.

FISCHER, E. *et al.* Microplastic pollution in lakes and lake shoreline sediments—a case study on Lake Bolsena and Lake Chiusi (central Italy). **Environmental pollution**, v. 213, p. 648-657, 2016.

FRIAS, J.; NASH, R. Microplastics: finding a consensus on the definition. **Marine pollution bulletin**, v. 138, p. 145-147, 2019.

FU, Z.; WANG, J. Current practices and future perspectives of microplastic pollution in freshwater ecosystems in China. **Science of the Total Environment**, v. 691, p. 697-712, 2019.

GOEHLER, L. *et al.* Relevance of tyre wear particles to the total content of microplastics transported by runoff in a high-imperviousness and intense vehicle traffic urban area. **Environmental Pollution**, v. 314, p. 120200, 2022.

GOUVEIA, I. A cidade de São Paulo e seus rios: uma história repleta de paradoxos. **Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasilera de geografia**, v. 27, 2016.

GUIDELLI, E. *et al.* Silver nanoparticles delivery system based on natural rubber latex membranes. **Journal of Nanoparticle Research**, v. 15, n. 4, p. 1-9, 2013.

GUNASEKARAN, S.; NATARAJAN, R. K.; KALA, A. FTIR spectra and mechanical strength analysis of some selected rubber derivatives. **Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy**, v. 68, n. 2, p. 323-330, 2007

GUO, Z. *et al.* Global meta-analysis of microplastic contamination in reservoirs with a novel framework. **Water Research**, v. 207, p. 117828, 2021.

GRBIĆ, J. *et al.* Microplastics entering northwestern Lake Ontario are diverse and linked to urban sources. **Water research**, v. 174, p. 115623, 2020.

HAJIOUNI, S. *et al.* Occurrence of microplastics and phthalate esters in urban runoff: A focus on the Persian Gulf coastline. **Science of the Total Environment**, v. 806, p. 150559, 2022.

HONG, Y. *et al.* New insights into the urban washoff process with detailed physical modelling. **Science of the Total Environment**, v. 573, p. 924-936, 2016.

HORTON, Al. *et al.* Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK—Abundance, sources and methods for effective quantification. **Marine pollution bulletin**, v. 114, n. 1, p. 218-226, 2017.

HUANG, H. *et al.* Effect of growing watershed imperviousness on hydrograph parameters and peak discharge. **Hydrological Processes: An International Journal**, v. 22, n. 13, p. 2075-2085, 2008.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Frota de Veículos**, 2021. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pesquisa/22/28120>>. Acesso em: 17 de ago. de 2022.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Panorama**, 2010. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sao-paulo/panorama>>. Acesso em: 15 de jun. de 2022.

IMHOF, H. *et al.* Pigments and plastic in limnetic ecosystems: A qualitative and quantitative study on microparticles of different size classes. **Water research**, v. 98, p. 64-74, 2016.

INMET, Instituto Nacional de Meteorologia. **Catálogo de Estações Convencionais**, 2022. Disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/paginas/catalogoman>>. Acesso em 15 de jun. de 2022.

JACOBSON, C. Identification and quantification of the hydrological impacts of imperviousness in urban catchments: A review. **Journal of environmental management**, v. 92, n. 6, p. 1438-1448, 2011.

JÄRLSKOG, I. *et al.* Traffic-related microplastic particles, metals, and organic pollutants in an urban area under reconstruction. **Science of the Total Environment**, v. 774, p. 145503, 2021.

JÄRLSKOG, I. *et al.* Occurrence of tire and bitumen wear microplastics on urban streets and in sweepsand and washwater. **Science of the Total Environment**, v. 729, p. 138950, 2020.

JIANG, C. *et al.* Microplastic pollution in the rivers of the Tibet Plateau. **Environmental Pollution**, v. 249, p. 91-98, 2019.

KAWAKUBO, F. *et al.* Quantification and Analysis of Impervious Surface Area in the Metropolitan Region of São Paulo, Brazil. **Remote Sensing**, v. 11, n. 8, p. 944, 2019.

KENWORTHY, J.; LAUBE, F. Patterns of automobile dependence in cities: an international overview of key physical and economic dimensions with some implications for urban policy. **Transportation Research Part A: Policy and Practice**, v. 33, n. 7-8, p. 691-723, 1999.

KLEIN, S.; WORCH, E.; KNEPPER, T. Occurrence and spatial distribution of microplastics in river shore sediments of the Rhine-Main area in Germany. **Environmental science & technology**, v. 49, n. 10, p. 6070-6076, 2015.

KLÖCKNER, P. *et al.* Characterization of tire and road wear particles from road runoff indicates highly dynamic particle properties. **Water Research**, v. 185, p. 116262, 2020.

KNIGHT, L. *et al.* Tyre wear particles: an abundant yet widely unreported microplastic?. **Environmental Science & Pollution Research**, v. 27, n. 15, 2020.

KOELMANS, A. *et al.* Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. **Water research**, v. 155, p. 410-422, 2019.

KOLE, P. *et al.* Wear and tear of tyres: a stealthy source of microplastics in the environment. **International journal of environmental research and public health**, v. 14, n. 10, p. 1265, 2017.

KOUTNIK, V. *et al.* Distribution of microplastics in soil and freshwater environments: Global analysis and framework for transport modeling. **Environmental Pollution**, v. 274, p. 116552, 2021.

KOUTNIK, V. *et al.* Microplastics retained in stormwater control measures: Where do they come from and where do they go?. **Water Research**, v. 210, p. 118008, 2022.

KUMAR, M. *et al.* Current research trends on micro-and nano-plastics as an emerging threat to global environment: A review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 409, p. 124967, 2021.

LANGE, K. *et al.* Removal of rubber, bitumen and other microplastic particles from stormwater by a gross pollutant trap-bioretenion treatment train. **Water Research**, v. 202, p. 117457, 2021

LEADS, R.; WEINSTEIN, J. Occurrence of tire wear particles and other microplastics within the tributaries of the Charleston Harbor Estuary, South Carolina, USA. **Marine pollution bulletin**, v. 145, p. 569-582, 2019.

LEE, H.; JU, M.; KIM, Y. Estimation of emission of tire wear particles (TWPs) in Korea. **Waste Management**, v. 108, p. 154-159, 2020.

LEE, Y. *et al.* Quantitative analysis of unknown compositions in ternary polymer blends: A model study on NR/SBR/BR system. **Journal of analytical and applied pyrolysis**, v. 78, n. 1, p. 85-94, 2007.

LEOPOLD, L. **Hydrology for urban land planning: A guidebook on the hydrologic effects of urban land use**. Washington: US Geological Survey, 1968.

LI, Y. *et al.* Microplastics Environmental Effect and Risk Assessment on the Aquaculture Systems from South China. **International journal of environmental research and public health**, v. 18, n. 4, p. 1869, 2021.

LI, J. *et al.* Microplastics in sediment cores as indicators of temporal trends in microplastic pollution in Andong salt marsh, Hangzhou Bay, China. **Regional Studies in Marine Science**, v. 35, p. 101149, 2020.

LI, Y. *et al.* Inhaled tire-wear microplastic particles induced pulmonary fibrotic injury via epithelial cytoskeleton rearrangement. **Environment International**, v. 164, p. 107257, 2022.

LIMA, G.; RUEDA, V. The urban growth of the metropolitan area of Sao Paulo and its impact on the climate. **Weather and Climate Extremes**, v. 21, p. 17-26, 2018.

LIMA, G.; LOMBARDO, M.; MAGAÑA, V. Urban water supply and the changes in the precipitation patterns in the metropolitan area of São Paulo–Brazil. **Applied Geography**, v. 94, p. 223-229, 2018.

LIN, L. *et al.* Distribution and source of microplastics in China's second largest reservoir-Danjiangkou Reservoir. **Journal of Environmental Sciences**, v. 102, p. 74-84, 2021.

LIU, F. *et al.* Microplastics in urban and highway stormwater retention ponds. **Science of the Total Environment**, v. 671, p. 992-1000, 2019.

LIU, S. *et al.* Distribution and characteristics of microplastics in the sediments of Poyang Lake, China. **Water Science and Technology**, v. 79, n. 10, p. 1868-1877, 2019a.

LIU, F.; VIANELLO, A.; VOLLERTSEN, J. Retention of microplastics in sediments of urban and highway stormwater retention ponds. **Environmental Pollution**, v. 255, p. 113335, 2019.

LIU, X. *et al.* Microplastics aging in wastewater treatment plants: focusing on physicochemical characteristics changes and corresponding environmental risks. **Water Research**, v. 221, p. 118780, 2022.

LUO, W. *et al.* Comparison of microplastic pollution in different water bodies from urban creeks to coastal waters. **Environmental pollution**, v. 246, p. 174-182, 2018.

LUO, Z. *et al.* Environmental occurrence, fate, impact, and potential solution of tire microplastics: Similarities and differences with tire wear particles. **Science of the Total Environment**, v. 795, p. 148902, 2021.

LUPINACCI, C. *et al.* Land use changes due to energy policy as a determining factor for morphological processes in fluvial systems in São Paulo State, Brazil. **Earth Surface Processes and Landforms**. v. 42, p. 2402-2413, 2017.

MA, B. *et al.* Characteristics of microplastic removal via coagulation and ultrafiltration during drinking water treatment. **Chemical Engineering Journal**, v. 359, p. 159-167, 2019.

MARTINS, M.; MORATO, R; KAWAKUBO, F. Mapeamento de superfícies impermeáveis utilizando ortofotos, imagens de satélite e regressão linear. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 35, p. 91-101, 2018.

MENGISTU, D.; HEISTAD, A.; COUTRIS, C. Tire wear particles concentrations in gully pot sediments. **Science of the Total Environment**, v. 769, p. 144785, 2021.

MENNEKES, D.; NOWACK, B. Tire wear particle emissions: Measurement data where are you?. **Science of the Total Environment**, v. 830, p. 154655, 2022.

MILLER, J. *et al.* Assessing the impact of urbanization on storm runoff in a peri-urban catchment using historical change in impervious cover. **Journal of Hydrology**, v. 515, p. 59-70, 2014.

MORIHAMA, A. *et al.* Integrated solutions for urban runoff pollution control in Brazilian metropolitan regions. **Water Science and Technology**, v. 66, n. 4, p. 704-711, 2012.

MORUZZI, R. *et al.* Stormwater detention reservoirs: an opportunity for monitoring and a potential site to prevent the spread of urban microplastics. **Water**, v. 12, n. 7, p. 1994, 2020.

MOTTA JR., TUCCI, C. Simulation of the urbanization effect in flow. **Hydrological Sciences Journal**, v. 29, n. 2, p. 131-147, 1984.

NCUBE, S.; ARTHUR, S. Influence of Blue-Green and Grey Infrastructure Combinations on Natural and Human-Derived Capital in Urban Drainage Planning. **Sustainability**, v. 13, n. 5, p. 2571, 2021.

NEL, H.; DALU, T.; WASSERMAN, R. Sinks and sources: Assessing microplastic abundance in river sediment and deposit feeders in an Austral temperate urban river system. **Science of the Total Environment**, v. 612, p. 950-956, 2018.

NEMATOLLAHI, M. *et al.* Microplastic occurrence in urban and industrial soils of Ahvaz metropolis: a city with a sustained record of air pollution. **Science of The Total Environment**, v. 819, p. 152051, 2022.

NIU, J. *et al.* Occurrence, stability and source identification of small size microplastics in the Jiayan reservoir, China. **Science of The Total Environment**, v. 807, p. 150832, 2022.

PAVIA, D. *et al.* **Introdução à Espectroscopia**. 2. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2015.

PEPONIS, J. *et al.* Street connectivity and urban density. In: **6th International Space Syntax Symposium**. Citeseer. p. 1-12, 2007.

POLOVKOVÁ, J. *et al.* FTIR study of gamma-irradiated cis-1, 4-polyisoprene. **Chemical Papers**, v. 60, n. 5, p. 327-332, 2006.

RAI, A. *et al.* FTIR, Raman spectra and ab initio calculations of 2-mercaptobenzothiazole. **Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy**, v. 63, n. 2, p. 483-490, 2006.

RAMEZANI, M.; YU, B.; CHE, Y. Prediction of Total Imperviousness from Population Density and Land Use Data for Urban Areas (Case Study: South East Queensland, Australia). **Applied Sciences**, v. 11, n. 21, p. 10044, 2021.

RODRIGUES, M. *et al.* Spatial and temporal distribution of microplastics in water and sediments of a freshwater system (Antuã River, Portugal). **Science of the total environment**, v. 633, p. 1549-1559, 2018.

ROLERE, S. *et al.* Investigating natural rubber composition with Fourier Transform Infrared (FT-IR) spectroscopy: A rapid and non-destructive method to determine both protein and lipid contents simultaneously. **Polymer Testing**, v. 43, p. 83-93, 2015.

ROSE, S.; PETERS, N. Effects of urbanization on streamflow in the Atlanta area (Georgia, USA): a comparative hydrological approach. **Hydrological Processes**, v. 15, n. 8, p. 1441-1457, 2001.

SADEGHALVAAD, M. *et al.* Preparation and properties evaluation of nitrile rubber nanocomposites reinforced with organo-clay, CaCO₃, and SiO₂ nanofillers. **Polymer Bulletin**, v. 76, n. 8, p. 3819-3839, 2019.

SALOMONS, E.; PONT, M. Urban traffic noise and the relation to urban density, form, and traffic elasticity. **Landscape and Urban Planning**, v. 108, n. 1, p. 2-16, 2012.

SANTOS, P.; MAZIVIERO, M. Impactos da inserção dos piscinões na escala local. **arq. urb.**, v. 17, p. 22-44, 2016.

SANTOS, K.; SUAREZ, P.; RUBIM, J. Photo-degradation of synthetic and natural polyisoprenes at specific UV radiations. **Polymer degradation and stability**, v. 90, n. 1, p. 34-43, 2005.

SÃO PAULO. **Informes Urbanos: A dinâmica do IDH-M e suas dimensões entre 2000 e 2010 no município de São Paulo**, 2017. Disponível em: <https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/Informes_Urbanos/29_Dimensoes_IDH-M.pdf>. Acesso em: 18 de fev. de 2022.

SÃO PAULO. **Portaria Secretaria Municipal de Mobilidade e Transportes**, 2019.

Disponível em: <<http://legislacao.prefeitura.sp.gov.br/leis/portaria-18-de-19-de-fevereiro-de-2019>>. Acesso em: 15 de jun. de 2022.

SÃO PAULO. **Dados demográficos dos distritos pertencentes às Subprefeituras**, 2022.

Disponível em:

<https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/subprefeituras/subprefeituras/dados_demograficos/index.php?p=12758>. Acesso em: 15 de jun. de 2022.

SÃO PAULO. Sub-Sé faz operação de fechamento de ligações clandestinas em bueiros, 2020.

Disponível em:

<<https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/subprefeituras/se/noticias/?p=107459>>.

Acesso em: 28 de set. de 2022.

SHIELD, S.; GHEBREMESKEL, G. Use of mid-and near-infrared techniques as tools for characterizing blends of copolymers of styrene–butadiene and acrylonitrile–butadiene. **Journal of applied polymer science**, v. 88, n. 7, p. 1653-1658, 2003.

SILVA, P. Notas sobre a industrialização no estado de São Paulo, Brasil. **Finisterra**, v. 46, n. 91, 2011.

SIMAS, I.; RODRIGUES, C. Mapeamento de vulnerabilidade socioespacial: Análise espacial integrada entre vulnerabilidade social e suscetibilidade a inundações em bacia hidrográfica urbanizada de São Paulo/SP. **Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasilera de geografia**, n. 45, 2020.

SIMAS, I.; RODRIGUES, C.; NETO, J. Análise retrospectiva de inundação na bacia do Rio Aricanduva, São Paulo. **Boletim Paulista de Geografia**, v. 97, p. 1-20, 2017.

SINGH, S. *et al.* Microplastics in drinking water: a macro issue. **Water Supply**, v. 22, n. 5, p. 5650-5674, 2022.

SKAF, D. W. *et al.* Removal of micron-sized microplastic particles from simulated drinking water via alum coagulation. **Chemical Engineering Journal**, v. 386, p. 123807, 2020.

SMYTH, K. *et al.* Bioretention cells remove microplastics from urban stormwater. **Water Research**, v. 191, p. 116785, 2021.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Painel de Saneamento: Mapa de Indicadores**, 202. Disponível em:
<http://appsnis.mdr.gov.br/indicadores/web/residuos_solidos/mapa-indicadores>. Acesso em: 15 de jun. de 2022.

SOBRINHO P.; TSUTIYA M. **Coleta de Transporte de Esgoto Sanitário**. São Paulo: Escola Politécnica – USP, 1999.

STROHBACH, M. *et al.* The “hidden urbanization”: Trends of impervious surface in low-density housing developments and resulting impacts on the water balance. **Frontiers in Environmental Science**, v. 7, p. 29, 2019.

SUN, J. *et al.* Explorations of tire and road wear microplastics in road dust PM_{2.5} at eight megacities in China. **Science of The Total Environment**, v. 823, p. 153717, 2022.

SWART, B. *et al.* Microbubble-microplastic interactions in batch air flotation. **Chemical Engineering Journal**, v. 449, p. 137866, 2022.

SZELĄG, B.; KICZKO, A.; DĄBEK, L. Stormwater reservoir sizing in respect of uncertainty. **Water**, v. 11, n. 2, p. 321, 2019.

TANG, W. *et al.* The removal of microplastics from water by coagulation: A comprehensive review. **Science of The Total Environment**, p. 158224, 2022.

THOMAS, J. *et al.* Method Development for Separation and Analysis of Tire and Road Wear Particles from Roadside Soil Samples. **Environmental Science & Technology**, v. 56, p. 11910 – 11921, 2022.

TRIEBSKORN, R. *et al.* Relevance of nano-and microplastics for freshwater ecosystems: a critical review. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 110, p. 375-392, 2019.

VAUGHAN, R.; TURNER, S. D.; ROSE, N. Microplastics in the sediments of a UK urban lake. **Environmental Pollution**, v. 229, p. 10-18, 2017.

VERSCHOOR, A. J. Towards a definition of microplastics: Considerations for the specification of physico-chemical properties. **RIVM Letter report**, 2015.

WAGNER, S. *et al.* Tire wear particles in the aquatic environment-a review on generation, analysis, occurrence, fate and effects. **Water research**, v. 139, p. 83-100, 2018.

WANG, J. *et al.* Microplastics in the surface sediments from the Beijiang River littoral zone: composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals. **Chemosphere**, v. 171, p. 248-258, 2017

WANG, J. *et al.* High levels of microplastic pollution in the sediments and benthic organisms of the South Yellow Sea, China. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 1661-1669, 2019.

WANG, X. *et al.* The evolution of microstructure of Styrene-Isoprene-Butadiene Rubber during the thermal-oxidative aging process using In-situ FTIR way. **Polymer Degradation and Stability**, v. 188, p. 109573, 2021.

WERBOWSKI, L. *et al.* Urban Stormwater Runoff: A Major Pathway for Anthropogenic Particles, Black Rubbery Fragments, and Other Types of Microplastics to Urban Receiving Waters. **ACS ES&T Water**, v. 1, n. 6, p. 1420-1428, 2021.

WIK, A.; DAVE, G. Occurrence and effects of tire wear particles in the environment—A critical review and an initial risk assessment. **Environmental pollution**, v. 157, n. 1, p. 1-11, 2009.

WU, W. *et al.* Change of impervious surface area and its impacts on urban landscape: an example of Shenyang between 2010 and 2017. **Ecosystem Health and Sustainability**, v. 6, n. 1, p. 1767511, 2020.

YAN, H. *et al.* Investigation of the external conditions and material compositions affecting the formation mechanism and size distribution of tire wear particles. **Atmospheric Environment**, v. 244, p. 118018, 2021.

ZANDERS, J. M. Road sediment: characterization and implications for the performance of vegetated strips for treating road run-off. **Science of the total environment**, v. 339, n. 1-3, p. 41-47, 2005.

ZHANG, X.; CHEN, P.; LIU, F. Review of Tires Wear Particles Emission Research Status. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 555, p. 012062. 2020.

ZHAO, J. *et al.* Microplastic pollution in sediments from the Bohai Sea and the Yellow Sea, China. **Science of the Total Environment**, v. 640, p. 637-645, 2018.

ZHAO, S.; ZHU, L.; LI, D. Microplastic in three urban estuaries, China. **Environmental Pollution**, v. 206, p. 597-604, 2015.

ZHENG, Y. *et al.* Vertical distribution of microplastics in bay sediment reflecting effects of sedimentation dynamics and anthropogenic activities. **Marine Pollution Bulletin**, v. 152, p. 110885, 2020

ZHOU, W. *et al.* Preparation of facile separable homogeneous Rhodium catalyst and its application for the catalytic hydrogenation of nitrile butadiene rubber and styrene-butadiene rubber. **Research on Chemical Intermediates**, v. 43, n. 7, p. 3651-3662, 2017.

ZIAJAHROMI, S. *et al.* Microplastic pollution in a stormwater floating treatment wetland: Detection of tyre particles in sediment. **Science of the Total Environment**, v. 713, p. 136356, 2020.