

## **Corredor Ecológico da Mata Atlântica da Cidade de São Paulo: Eficácia à Remoção de Poluentes Atmosféricos**

*Atlantic Forest Ecological Corridor of São Paulo City: Effectiveness in Atmospheric Pollutant Removal*

*Corredor Ecológico de la Mata Atlántica de la Ciudad de São Paulo: Eficacia en la Eliminación de Contaminantes Atmosféricos*

### **José Maurício dos Santos Mendes**

Mestre, UNINOVE-SP, Brasil  
jmsmendes50@gmail.com

### **Andreza Portella Ribeiro**

Professora Doutora, UNINOVE-SP, Brasil.  
aportellar@gmail.com

### **Felipe Rakauskas**

Mestre, UNINOVE, Brasil.  
Doutorando, UNINOVE, Brasil  
feliperakauskas@gmail.com

### **Leonardo Ferreira da Silva**

Mestre, UNINOVE, Brasil.  
Doutorando, Mackenzie, Brasil  
leonardo.silva00057@gmail.com

## RESUMO

A capacidade de requalificação do ar em regiões influenciadas pelo Corredor Ecológico Norte, da cidade de São Paulo, foi avaliada a partir do levantamento das concentrações de material particulado em diferentes diâmetros ( $MP_{2,5}$  e  $MP_{10}$ ). Para tanto, duas áreas foram estudadas: o Polígono Verde (PV), adjacente ao Corredor Ecológico Norte, e o Polígono Urbano (PU), localizado a 1 km da borda do fragmento urbano da Mata Atlântica. Os resultados mostram um aumento significativo nas concentrações de  $MP_{2,5}$  e  $MP_{10}$  do PU em relação ao PV, com um incremento de cerca de  $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ , ultrapassando um limiar associado a efeitos adversos à saúde. A pesquisa destaca o papel essencial das áreas verdes na redução dos impactos da poluição atmosférica e propõe que esses achados sirvam como ferramenta consultiva ao estabelecimento de normas de controle e projetos de gestão ambiental, como a definição de limites de tolerância aceitáveis para contaminantes do ar, em conformidade com as diretrizes da Organização Mundial de Saúde.

**PALAVRAS-CHAVE:** Corredores Verdes. Poluição Atmosférica. Valores de Referência

## SUMMARY

The air requalification capacity in regions under influenced by the North Ecological Corridor, in the city of São Paulo, was evaluated through measurements of particulate matter contents in different diameters ( $PM_{2,5}$  and  $PM_{10}$ ). For such purpose, two areas were studied, namely Green Polygon (GP), adjacent to the North Ecological Corridor, and Urban Polygon (UP), located 1 km from the edge of the urban fragment of the Atlantic Forest. The results show a significant increase in  $PM_{2,5}$  and  $PM_{10}$  concentrations from GP up to UP, with an increment of about  $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ , surpassing a threshold associated with adverse health effects. The research highlights the essential role of green areas in reducing the impacts of air pollution and proposes that these findings serve as a consultative tool for the establishment of environmental control standards and projects, such as defining acceptable tolerance limits for air contaminants, in accordance with the recommended guidelines of the World Health Organization.

**KEYWORDS:** Green Corridors. Atmospheric Pollution. Guidelines

## RESUMEN

La capacidad de recalificación del aire en regiones influenciadas por el Corredor Ecológico Norte, en la ciudad de São Paulo, fue evaluada mediante mediciones de contenido de material particulado en diferentes diámetros ( $PM_{2,5}$  y  $PM_{10}$ ). Para tal fin, se estudiaron das áreas, a saber, el Polígono Verde (PV), adyacente al Corredor Ecológico Norte, y el Polígono Urbano (PU), ubicado a 1 km del borde del fragmento urbano del Bosque Atlántico. Los resultados muestran un aumento significativo en las concentraciones de  $PM_{2,5}$  y  $PM_{10}$  desde PV hasta PU, con un incremento de alrededor de  $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ , superando un umbral asociado con efectos adversos para la salud. La investigación destaca el papel esencial de las áreas verdes en la reducción de los impactos de la contaminación atmosférica y propone que estos hallazgos sirvan como una herramienta consultiva para el establecimiento de normas y proyectos de control ambiental, como la definición de límites de tolerancia aceptables para contaminantes del aire, de acuerdo con las pautas recomendadas de la Organización Mundial de la Salud.

**PALABRAS CLAVE:** Corredores Verdes. Contaminación Atmosférica. Directrices.

## 1. INTRODUÇÃO

Os níveis de poluição atmosférica atingidos recentemente, principalmente nas maiores cidades, vêm colocando este problema na pauta de diversos estudos e abordagens que visam a adequação da qualidade do ar (HEWITT et al., 2020), como elemento essencial do quesito saúde, no planejamento das administrações públicas, visando o desenvolvimento social.

Os processos da construção civil e seus fornecedores, das demais indústrias, de geração de energia e o uso de motores de combustível fóssil são, dentre as atividades antrópicas, algumas das causas comuns, da introdução de substâncias poluentes na atmosfera, muitas delas tóxicas à saúde humana e causadoras de prejuízos à fauna, à flora e aos materiais orgânicos (HEWITT et al., 2020).

Nesta perspectiva, e na inviabilidade econômica ou política de se reduzir as emissões de todos os poluentes em níveis compatíveis com as concentrações adequadas à saúde humana, as infraestruturas verdes emergem como um recurso indispensável à administração dos índices de qualidade do ar, principalmente nas maiores aglomerações urbanas (DE YOUNG, 2016; KUNUGI et al., 2018).

A qualidade do ar é resultante de uma série de fatores, tais como: volume de emissões, temperatura, umidade, precipitação, capacidade de dispersão e suas correlações (OJI e ADAMU, 2021). Se por um lado, a quantidade, a variedade e a distribuição das emissões atuam prejudicialmente; por outro, a capacidade de dispersão, absorção e remoção dos poluentes tendem a contribuir para a melhor adequação da qualidade do ar à saúde humana. As áreas verdes urbanas se inserem neste contexto por sua capacidade de absorver e retirar da atmosfera uma parte significativa de diferentes poluentes (NOWAK et al., 2018, AOKI e KITAURA, 2022).

Diagnóstico publicado em 2017, como parte do Plano Municipal da Mata Atlântica do Município de São Paulo – PMMA-SP, apontou que aproximadamente 30% do território do município é coberto por fragmentos remanescentes do Bioma da Mata Atlântica. O segundo maior desses fragmentos, se encontra no Parque Estadual da Cantareira, que faz parte do Corredor Ecológico Norte da cidade.

O Bioma da Mata Atlântica, na totalidade de seus remanescentes, por sua localização, dimensão e diversidade, além de ainda abrigar uma das biodiversidades mais ricas do mundo, tem importante influência sobre o clima e a qualidade de vida humana (ANDRADE et al., 2020), por meio de um amplo elenco de serviços ecossistêmicos (SHIMAMOTO et al., 2018).

A presente pesquisa buscou analisar a capacidade da infraestrutura verde em atuar como filtro natural à poluição, por meio da comparação dos níveis de contaminantes atmosféricos, em ambientes com intensa atividade antrópica, mas que diferem entre si, em relação à presença de infraestrutura verde. Nesse sentido, foram escolhidas duas áreas na cidade de São Paulo; a primeira contígua ao Corredor Ecológico Norte da Mata Atlântica, com metade da área com cobertura verde, enquanto a segunda, a cerca de um quilômetro do limite do Corredor, com predomínio de infraestrutura cinza.

### 1.1 Poluição Atmosférica: Florestas Urbanas e Requalificação do Ar

Embora não seja um padrão, na maioria dos países, incluindo o Brasil, para efeito de qualificação do ar, consideram-se os seguintes poluentes: material particulado, fração menor

que 10  $\mu\text{m}$  ( $\text{MP}_{10}$ ) e 2,5  $\mu\text{m}$  ( $\text{MP}_{2,5}$ ), o ozônio ( $\text{O}_3$ ), o monóxido de carbono (CO), o dióxido de nitrogênio ( $\text{NO}_2$ ) e o dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ). Estes poluentes, em geral, integram as listas levadas em consideração para a avaliação da qualidade do ar na maioria dos países, com eventuais alterações, os quais são capazes de produzir diferentes efeitos adversos à saúde.

Castro et al. (2017) demonstraram a influência do  $\text{MP}_{10}$  nas doenças cardiovasculares e respiratórias. Estudo desenvolvido por Cao et al. (2018) associou a poluição por  $\text{MP}_{2,5}$  à taxa de mortalidade por câncer no pulmão. Zhang et al. (2019) estudaram a relação entre altas concentrações de  $\text{O}_3$  e a intensificação de sintomas de asma. Manisalidis et al. (2020) evidenciaram os prejuízos à saúde causados pelo CO.

Sob a premissa dos benefícios da infraestrutura verde, diversar pesquisas científicas têm se voltado à compreensão da influência das estruturas verdes na qualidade do ar das cidades, especialmente nas grandes metrópoles, sobretudo, de países populosos. O objetivo mais abrangente destes trabalhos é a melhoria da qualidade de vida de forma eficaz, administrável e economicamente viável (AOKI e KITAURA, 2022).

Na China, Nguyen et al. (2015) estudaram tipos de folhas arbóreas, com o objetivo de descobrir quais seriam mais eficazes na captura de  $\text{PM}_{2,5}$ , enquanto que, Xu et al. (2020) analisaram o impacto da construção de florestas municipais sobre as concentrações de  $\text{PM}_{2,5}$ , na região metropolitana de Beijing.

Na Irlanda, Irga et al. (2015) observaram forte correlação negativa entre a presença de florestas urbanas e a concentração de MP atmosférico. Nowak et al. (2014) verificaram que as árvores removem o MP, por meio da interceptação sobre as superfícies da planta, e também poluentes gasosos, através dos estômatos situados nas suas folhas. De acordo com os pesquisadores, as árvores das periferias das cidades dos Estados Unidos removeram 17,4 milhões de toneladas de poluentes em 2010. Em outro estudo, simulações computacionais, mensuraram a quantidade de poluentes removidos, pela arborização, em grande número de cidades canadenses (NOWAK et al., 2018). Mais do que as quantidades removidas, foram estimados valores dos serviços ecossistêmicos prestados, constituindo uma poderosa ferramenta de planejamento para implantação de novas áreas verdes urbanas (NOWAK et al., 2018).

No Brasil, além de estudos voltados à avaliação da capacidade da Mata Atlântica em atuar como filtro à poluição atmosférica (FERREIRA et al., 2017; RAMON et al., 2023), há trabalhos pesquisas na Amazônia, votadas à análise de espécies de árvores presentes nas estruturas verdes das cidades, no contexto da absorção de carbono (VIEIRA e PANAGOPOULOS, 2020).

Por outro lado, as pegadas ecológicas dos centros urbanos vão muito além de seus limites territoriais, já que as cidades ocupam apenas cerca de 3% da superfície terrestre global e são responsáveis por aproximadamente 70% do consumo de energia, predominantemente de fontes poluentes. Isso resulta em cerca de 70% das emissões de carbono e um consumo de 75% dos recursos naturais (PNUD, 2023). Portanto, apesar de introdução de estruturas verdes ser considerada uma solução vantajosa para a redução da poluição urbana, ela não pode ser entendida como a melhor opção à requalificação do ar poluído. É fundamental priorizar a redução das emissões e o aumento da distância entre as fontes poluentes e os receptores antes de recorrer a essas estruturas verdes, que são indispensáveis, mas devem ser aplicadas quando outras alternativas não forem (HEWITT et al., 2020).

## 1.2 Corredores Ecológicos: Uma Perspectiva na Cidade de São Paulo

Os corredores ecológicos da cidade de São Paulo, entre os quais o Corredor Ecológico Norte, foram propostos pelo Plano Municipal da Mata Atlântica do Município de São Paulo - PMMA-SP que, por sua vez, foi instituído em atenção ao artigo 38 da Lei Federal nº 11.428/06, a Lei da Mata Atlântica (Prefeitura do Município de São Paulo, 2020).

Para a elaboração do PMMA-SP, foi realizado um diagnóstico detalhado do Bioma da Mata Atlântica no Município, a partir do qual foram escolhidas as ações e regiões prioritárias para a fiscalização, monitoramento, conservação, fiscalização e recuperação de vegetação nativa, biodiversidade e serviços ecossistêmicos da Mata Atlântica, por meio do manejo e do fortalecimento planejado de fragmentos e segmentos de florestas urbanas, baseando-se no mapeamento de remanescentes do Bioma existentes na cidade.

O PMMA-SP, que está inserido no Plano Diretor Estratégico (PDE) da cidade, foi elaborado pela Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente (SVMA), com apoio das Secretarias Municipais de Desenvolvimento Urbano (SMDU) e de Coordenação das Prefeituras Regionais (SMSP). Também colaboraram, nesse processo, a Fundação SOS Mata Atlântica, o SESC e a Universidade Nove de Julho (Prefeitura do Município de São Paulo, 2020). Numa perspectiva que já contempla a visão multissetorial dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável – ODS, o PMMA-SP entende como compatíveis, a conservação do bioma e o desenvolvimento social, econômico e cultural da cidade, com o uso da tecnologia e a participação dos cidadãos (Prefeitura do Município de São Paulo, 2020).

A implantação do Corredor Ecológico Norte apresenta vinculação, especialmente com o ODS3-Saúde e Bem-Estar para Todos e ODS11- Cidades e Comunidades Sustentáveis. Nesse sentido, destaca-se a importância das florestas para a saúde e o bem-estar globais e da estruturação de metas para maximizar os co-benefícios para florestas e pessoas (SALBITANO et al., 2017), bem como a necessidade de se promover maior conexão entre as pessoas e a natureza nas cidades e o acesso inclusivo às florestas urbanas e seus fatores de bem-estar, especialmente o ar respirável de boa qualidade, como forma de incentivo ao desenvolvimento econômico e social a um custo relativamente baixo e autofinanciável (SALBITANO et al., 2017).

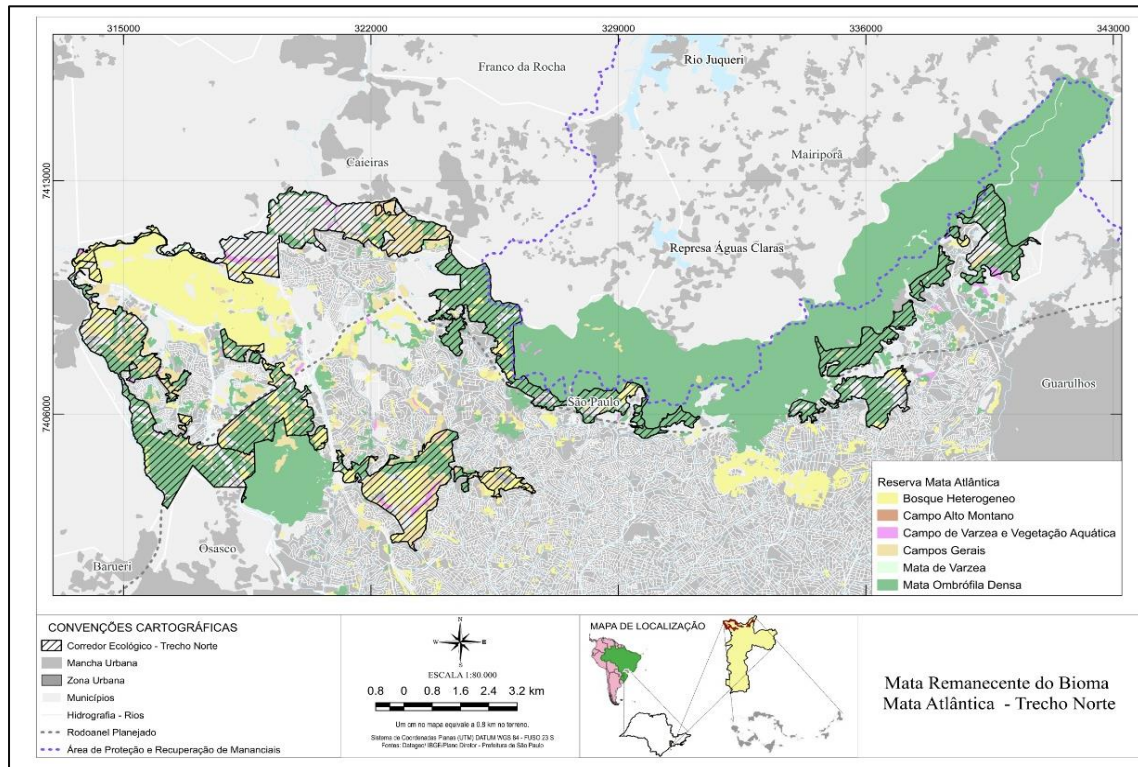
## 2. METODOLOGIA

No desenvolvimento da pesquisa, adotou-se uma metodologia mista. A abordagem quantitativa foi utilizada no levantamento de concentrações de MP em campo. Já a abordagem qualitativa, pautou-se em levantamento bibliográfico e documental, que permitiu consolidar a interpretação dos dados.

O Corredor Ecológico Norte (Figura 2.1) se situa, geograficamente, entre as duas maiores regiões metropolitanas do Estado de São Paulo: a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) e a Região Metropolitana de Campinas (RMC), tanto em termos de população como em termos econômicos. Além disso, a área deste corredor ecológico hospeda trechos das Vias Anhanguera e Bandeirantes e do Rodoanel-Norte. Nos dois complexos viários verifica-se, diariamente, intenso fluxo de veículos automotores, incluindo-se caminhões que transportam

grandes volumes de bens e produtos entre as regiões economicamente mais dinâmicas do país: a cidade de São Paulo, o interior do estado, as regiões sul, sudeste e centro-oeste.

Figura 2.1 - Localização geográfica do Corredor Ecológico Norte, na cidade de São Paulo.

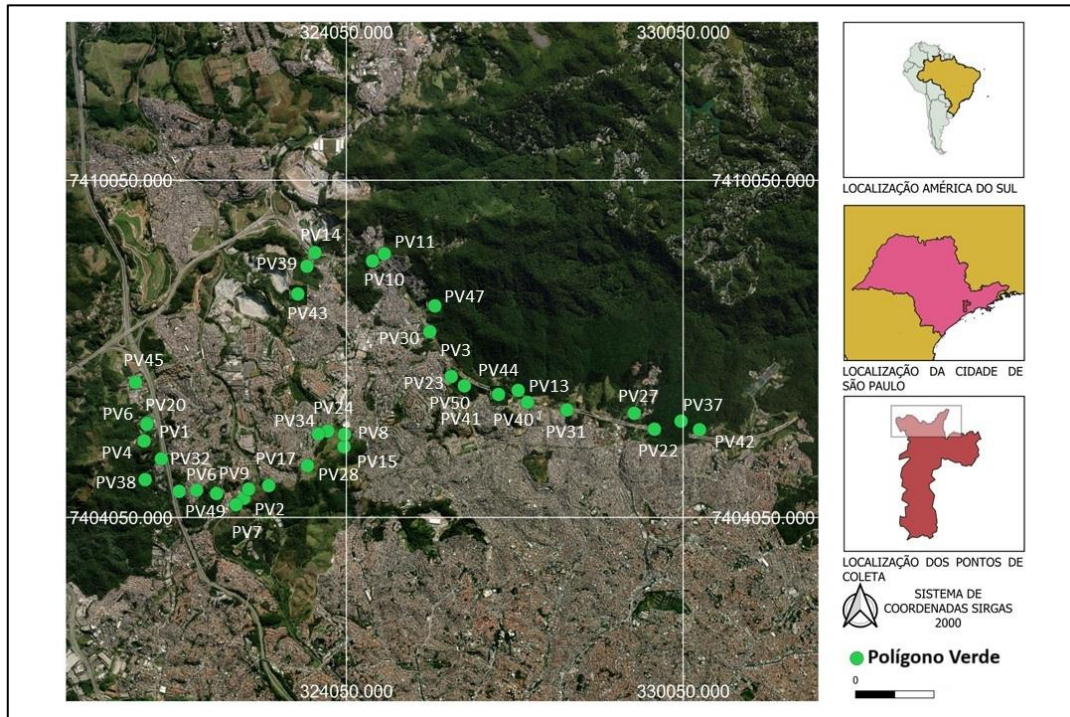


Fonte: Elaboração própria.

A análise da influência do Corredor Ecológico Norte na qualidade do ar das áreas urbanizadas da sua vizinhança, proposta neste trabalho, foi realizada no âmbito de dois polígonos geográficos imaginários: um deles, designado Polígono Verde (PV), de comprimento aproximado de dez quilômetros e largura aproximada de um quilômetro, situado, parcialmente, dentro dos parques que compõem o Corredor Ecológico Norte (Jaraguá, Anhanguera e Cantareira), e parcialmente na área urbana limítrofe, de forma conter uma cobertura verde de 50% aproximadamente. O outro, designado Polígono Urbano (PU), paralelo e adjacente ao PV, pelo lado urbanizado, oposto ao lado em que se situa o corredor, de mesma largura, mais afastado da Mata, resultou conter uma cobertura verde menor, próxima de 25%. Além disto, as faixas foram estabelecidas de forma cruzarem trechos heterogêneos de estruturas urbanas, emissoras ou removedoras de poluentes (construções, praças arborizadas, prédios, ruas e avenidas movimentadas, mineradoras, indústrias etc). A ideia da escolha das áreas foi permitir a observação das diferenças nos teores de poluentes, bem como viabilizar pesquisas sobre as consequências de que essas diferenças

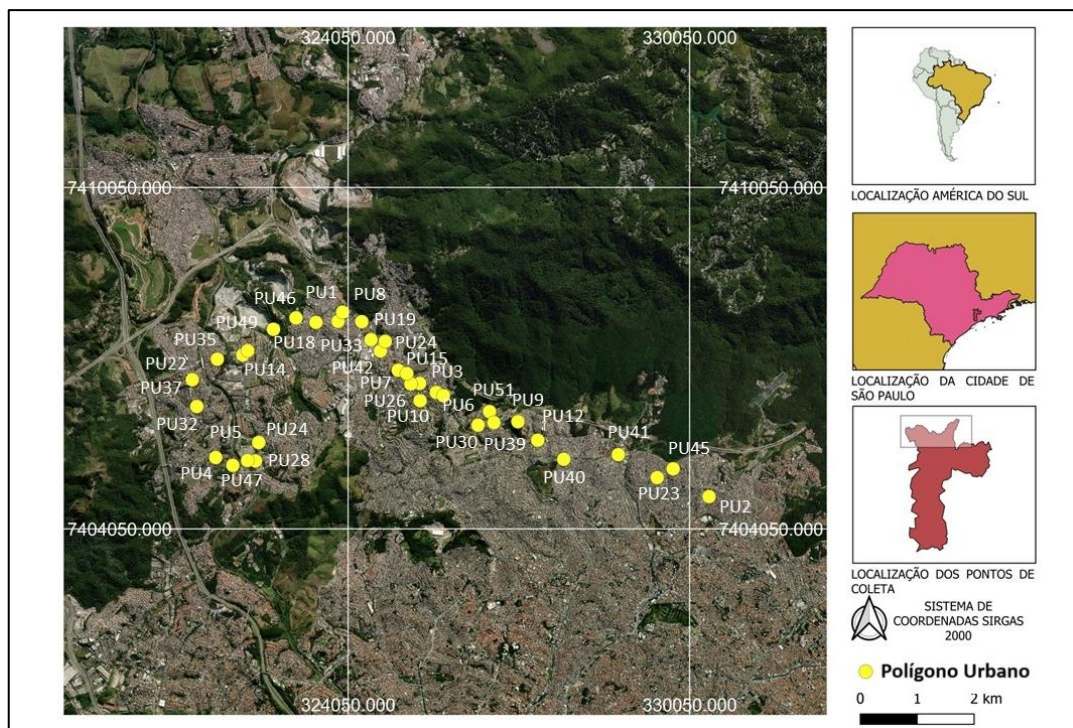
Por meio da plataforma i-Tree Canopy, foram amostrados 51 pontos geográficos situados no PV (Figura 2.2), e outros 51 situados no PU (Figura 2.3), totalizando 102 pontos aleatoriamente sorteados no mapa. Destes 102 pontos, só se conseguiu acessar 88, por dificuldade de acesso, 44 em PV e 44 em PU.

Figura 2.2: Pontos de coleta na área do PV.



Fonte: Elaboração Própria.

Figura 2.3: Pontos de coleta na área do PU.



Fonte: Elaboração Própria.

## 2.1 Concentrações de MP *in Situ*

O equipamento móvel multifuncional LKC-1000, de fabricação Temtop informa medidas de Material Particulado Inalável (MP<sub>10</sub>) e Material Particulado Fino (MP<sub>2,5</sub>), Temperatura (T), Umidade Relativa (UR), Partículas Totais em Suspensão (PTS) e Índice de Qualidade do Ar (IQAr). Portanto, nesta pesquisa, as compatibilidades dos valores dos benefícios pela remoção de poluentes relatadas pelo i-Tree só puderam ser verificadas em relação ao de Material Particulado Inalável (MP<sub>10</sub>) e ao Material Particulado Fino (MP<sub>2,5</sub>), que são os poluentes tratados, simultaneamente, nas duas ferramentas de levantamento de dados utilizadas.

As medidas realizadas em campo, com o equipamento portátil LKC-1000 ocorreram nos dias 04/01/2021 e 11/01/2021, entre 06:00 h e 12:00 h. Estes dois dias, apesar de estarem em plena estação chuvosa, apresentaram situações meteorológicas distintas, devido a uma forte chuva na madrugada do dia 11, que cessou pouco antes do início da coleta de dados. Apesar deste fato meteorológico, os dados coletados apresentaram diferenças significativas, como esperado, entre PV e PU.

## 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Apresentam-se os valores de concentrações de MP<sub>2,5</sub> e MP<sub>10</sub> das coletas “in situ” (Tabela 3.1), nas áreas denominadas Polígono Verde (PV) e Polígono Urbano (PU), feitas, respectivamente nos dias 04 e 11 de janeiro de 2021, ambas entre 6:00 e 12:00 h.

Os mais altos valores foram observados no PU, sobretudo no PU1. Este ponto se localiza a cerca de 400 metros de distância de uma pedreira; também, é próximo a vários galpões industriais em sequência, constituindo uma área contínua, de porte relevante, coberta com material duro. Um dos galpões mais próximos ao PU1 abriga uma indústria fabricante de telas metálicas e plásticas, sendo potencial emissor de material particulado proveniente do corte desses materiais.



**Tabela 3.1:** Concentrações de MP<sub>2,5</sub> e MP<sub>10</sub> (µg m<sup>-3</sup>), obtidas *in situ*, para o PV e o PU.

| Polígono Verde - PV         |   |                   |              |  |                   |              |
|-----------------------------|---|-------------------|--------------|--|-------------------|--------------|
| Cobertura                   | MP <sub>2,5</sub> (µg m <sup>-3</sup> ) |                   |              | MP <sub>10</sub> (µg m <sup>-3</sup> ) |                   |              |
|                             | Média                                   | Min               | Máx          | Média                                  | Min               | Máx          |
| Estrada Impermeável (ES)    | 3,77                                    | 3,0<br>PV1 e PV45 | 5,3<br>PV31  | 6,30                                   | 5,0<br>PV1 e PV45 | 8,9<br>PV31  |
| Edifícios Impermeáveis (ED) | 3,97                                    | 1,6<br>PV3        | 5,5<br>PV24  | 6,60                                   | 2,7<br>PV3        | 9,1<br>PV24  |
| Outros Impermeáveis (OI)    | 4,50                                    | Nd<br>Nd          | 4,5<br>PV34  | 7,00                                   | 7,0<br>PV34       | Nd<br>Nd     |
| Árvores/Arbustos (AA)       | 3,86                                    | 2,1<br>PV44       | 8,8<br>PV38  | 8,36                                   | 3,4<br>PV44       | 54,5<br>PV32 |
| Solo/Solo Descoberto (SD)   | 15,40                                   | Nd<br>PV25 e PV21 | 15,4<br>PV14 | 25,30                                  | Nd<br>PV25 e PV21 | 25,3<br>PV14 |
| Gramma/Herbácea (GH)        | 5,33                                    | 3,6<br>PV5        | 6,3<br>PV46  | 8,63                                   | 5,9<br>PV5        | 9,8<br>PV46  |
| <b>Média Geral</b>          |   | <b>4,2 ± 2,0</b>  |              | <b>8,1 ± 2,0</b>                       |                   |              |
| Polígono Urbano - PU        |   |                   |              |  |                   |              |
| Estrada Impermeável (ES)    | 14,10                                   | 11,2<br>PU3       | 17,2<br>PU49 | 23,34                                  | 18,6<br>PU3       | 28,5<br>PU49 |
| Edifícios Impermeáveis (ED) | 13,73                                   | 6,8<br>PU2        | 23,2<br>PU1  | 22,53                                  | 11,1<br>PU23      | 38,5<br>PU1  |
| Outros Impermeáveis (OI)    | 16,80                                   | Nd<br>Nd          | 16,8<br>PU14 | 29,10                                  | Nd<br>Nd          | 29,1<br>PU14 |
| Árvores/Arbustos (AA)       | 14,01                                   | 10,3<br>PU9       | 17,6<br>PU10 | 23,42                                  | 17,5<br>PU9       | 28,6<br>PU41 |
| Solo/Solo Descoberto (SD)   | 18,55                                   | 16,2<br>PU43      | 20,8<br>PU8  | 31,70                                  | 28<br>PU43        | 35,4<br>PU8  |
| Gramma/Herbácea (GH)        | 14,70                                   | Nd<br>Nd          | 14,7<br>PU48 | 23,90                                  | Nd<br>Nd          | 23,9<br>PU48 |
| <b>Média Geral</b>          |   | <b>14,1 ± 2,0</b> |              | <b>23,5 ± 2,0</b>                      |                   |              |

Fonte: Elaboração própria.

Os mais altos valores foram observados no PU, sobretudo no PU1. Este ponto se localiza a cerca de 400 metros de distância de uma pedreira; também, é próximo a vários galpões industriais em sequência, constituindo uma área contínua, de porte relevante, coberta com material duro. Um dos galpões mais próximos ao PU1 abriga uma indústria fabricante de telas metálicas e plásticas, sendo potencial emissor de material particulado proveniente do corte desses materiais.

Em relação aos pontos próximos ao corredor ecológico, valores atípicos foram medidos no PV14 e, principalmente, no PV32, cujo nível ficou ainda mais alto que no PU, conforme dados da Tabela 3.2, que apresenta a razão entre os níveis em PU e seus pontos correspondentes em PV.

**Tabela 3.2:** Razões (PU/PV) entre valores de concentrações para MP<sub>2,5</sub> e MP<sub>10</sub>

| Cobertura                   | MP <sub>2,5</sub> |      | MP <sub>10</sub> |      |
|-----------------------------|-------------------|------|------------------|------|
|                             | Min               | Máx  | Min              | Máx  |
| Estrada Impermeável (ES)    | 3,73              | 3,25 | 3,72             | 3,20 |
| Edifícios Impermeáveis (ED) | 4,25              | 4,21 | 4,21             | 4,23 |
| Outros Impermeáveis (OI)    | Nd                | Nd   | Nd               | 3,73 |
| Árvores/Arbustos (AA)       | 4,90              | 2,00 | 5,10             | 0,52 |
| Solo/Solo Descoberto (SD)   | Nd                | 1,35 | Nd               | 1,40 |
| Gramma/Herbácea (GH)        | Nd                | 1,56 | Nd               | 1,62 |
| Razão entre as médias       | 3,36              |      | 2,9              |      |

Fonte: Elaboração própria.

Em geral, pode-se verificar que os teores de material particulado no PU são mais de três vezes maiores do que no PV (Tabela 3.2). Chama a atenção o valor 0,52; ou seja, a concentração máxima de MP<sub>10</sub> no PU foi menor que no PV (Tabela 3.2). Esse resultado decorre de que no PV32, a medida experimental para MP<sub>10</sub> foi 54,5  $\mu\text{g m}^{-3}$ , valor totalmente atípico, dentro do conjunto de dados levantados para PV. No entanto, existe uma coerente explicação para o valor medido: o PV32 é um ponto de medição, aleatoriamente escolhido, que está situado dentro do Parque Jaraguá, em uma das vias de tráfego interno do parque. No momento da medição, um caminhão prestador de serviços parou, com o motor ligado, com o escapamento voltado para o equipamento que estava efetuando a medição. Decidiu-se por não eliminar o valor discrepante, pois apesar de ter sido um caso pontual para o conjunto de dados desta pesquisa, há de se levar em conta que o tráfego de viaturas de maior porte prestando serviços, no Parque Jaraguá, é usual. A situação, portanto, sugere que esses veículos são potenciais fontes difusas de poluição atmosféricas, também em áreas mais preservadas.

Esses dados experimentais (Tabelas 3.1 e 3.2) também são importantes ao se considerar que, de acordo com pesquisas realizadas em cidades de clima temperado, as concentrações de MP chegam a ser mais de três vezes maiores no inverno do que nas demais estações do ano (LODHI et al., 2009; PRZYBYSZ et al., 2018). Entre os fatores que concorrem para este fenômeno são citados a maior emissão e descarga de MP na atmosfera e a menor capacidade de remoção da infraestrutura verde no inverno, já que parte das árvores e arbustos (decíduos) perdem parte ou a totalidade da folhagem nessa estação. Portanto, apesar de o Brasil ser considerado um país tropical, as regiões mais ao sul do país, via-de-regra, apresentam duas estações bem definidas (chuvosa e seca). Neste estudo, os trabalhos de coleta foram realizados em janeiro, um dos meses mais chuvosos. Nos três dias que antecederam as duas coletas, as precipitações médias diárias foram de 18,3 mm e 3,1 mm – respectivamente (SOMARMETEOROLOGIA, 2021). Portanto, pode-se supor que razões significativamente maiores - que as observadas na Tabela 4.2 - seriam obtidas se a coleta fosse realizada no inverno, período tipicamente seco na cidade de São Paulo, quando as precipitações médias diárias, em geral, não superam 1,5 mm (MARCUIZZO, 2016).

Em relação aos menores valores da Tabela 3.2, acredita-se que os tipos de coberturas nos referidos locais (SD e GH) devem influenciar a dispersão dos poluentes, que também está associada à preponderância, em áreas abertas, dos fatores climáticos (precipitação, correntes ascendentes, ventos, temperatura e pressão) e suas interrelações, sobre a influência da proximidade de uma grande massa de árvores e arbustos (GAO et al., 2020; NICODEMO e PRIMAVESI, 2009). Também na Tabela 3.2 se constatou que as razões das médias de teores obtidas em pontos com coberturas impermeáveis (ES) e (ED) não diferiram drasticamente das obtidas em pontos com cobertura verde (AA), o que sugere que, fragmentos verdes, pequenos e isolados em área predominantemente impermeável podem não influir nos teores.

Ainda em relação aos dados da Tabela 3.1, pode-se verificar que as médias dos teores no PV e PU apontam para diferenças de  $9,9 \mu\text{g m}^{-3}$  ( $14,1 - 4,2$ ) e  $15,4 \mu\text{g m}^{-3}$  ( $23,5 - 8,1$ ), para  $\text{MP}_{2,5}$  e  $\text{MP}_{10}$ , respectivamente. São variações semelhantes ou superiores à de  $10 \mu\text{g m}^{-3}$ , valor que foi tomado como a variação de referência para vários estudos sobre impactos das alterações de concentração de  $\text{MP}_{2,5}$  e  $\text{MP}_{10}$  na saúde humana (MANTOVANI et al., 2016; XUE et al., 2020; MAHAPATRA et al., 2020).

De forma geral, excetuadas as medidas em pontos do SD (Tabela 3.1), não se observaram variações significativas entre medidas em diferentes coberturas, que pudessem ser interpretadas, como prejudiciais à saúde, conforme estudos prévios (MANTOVANI et al., 2016; XUE et al., 2020; MAHAPATRA et al., 2020). Além disso, esperava-se que as medidas realizadas em coberturas do tipo AA apresentassem resultados significativamente menores, o que não ocorreu. Esta constatação pode estar relacionada a outros estudos que propõem “pocket-parks” em terrenos disponíveis, “green-alleys” e que os pequenos fragmentos florestais e árvores e arbustos isolados sejam conectados, a fim de que constituam massas contínuas mais expressivas de AA, com maior capacidade na mitigação dos teores de MP (GAO et al., 2020).

Além das observações sobre os teores de MP apontadas para a área de estudo, é importante trazer à luz que os altos níveis de poluição atmosférica atingidos ultimamente, em diversos países, vêm colocando este problema na perspectiva de muitos estudos e abordagens que visam a melhoria da qualidade do ar (HEWITT et al., 2020; FERREIRA et al., 2024). Boa parte dos resultados obtidos nos estudos prévios não podem ser totalmente transferidos de uma região para outras áreas urbanas, pois a viabilidade e os impactos dos estudos são muito dependentes das singularidades das áreas de estudo. Há aspectos climáticos, ecológicos, políticos e econômicos a serem considerados. Estudos locais específicos, quase sempre são recomendados (KIM e LEE, 2018; BADACH et al., 2020;), especialmente se visam mitigação de danos utilizando infraestrutura verde: a variedade, a morfologia, a disponibilidade e a adaptabilidade das espécies (BARWISE e KUMAR, 2020), são fundamentais.

Nesse sentido, convém destacar os limites oficiais de referência para a qualidade do ar, tanto para a área aqui tratada (CETESB, 2020), como para outros países. Por exemplo, o valor da média da concentração de  $\text{MP}_{2,5}$  no PV, que é  $4,2 \mu\text{g m}^{-3}$ , está bem abaixo do limite anual da US-EPA, considerada como uma das mais importantes agências ambientais do mundo, e adota, para o  $\text{MP}_{2,5}$  o limite de  $12 \mu\text{g m}^{-3}$  (para 24 h, esta agência adota  $35 \mu\text{g m}^{-3}$  (US-EPA, 2013). Como outro exemplo, a China define em  $15 \mu\text{g m}^{-3}$  o valor de referência anual para  $\text{MP}_{2,5}$  (CAO et al., 2018). Por outro lado, a média dessa concentração no PU, que é de  $14,1 \mu\text{g m}^{-3}$ , ultrapassa a recomendação da agência americana e fica próxima ao recomendado pela China.

Cabe salientar que todas as médias apresentadas na Tabela 3.1 estão abaixo dos limites locais anuais, estabelecidos pelo CONAMA e adotados pela CETESB, que são  $20 \mu\text{g m}^{-3}$  para  $\text{MP}_{2,5}$  e  $40 \mu\text{g m}^{-3}$  para  $\text{MP}_{10}$  (Tabela 4.3). Quanto às máximas (Tabela 3.1), por se tratar de teores extremos, cabe a comparação com os limites locais para 24 horas, que são  $60 \mu\text{g m}^{-3}$  para  $\text{MP}_{2,5}$  e  $120 \mu\text{g m}^{-3}$  para  $\text{MP}_{10}$ . Também se constata que todos os valores máximos mostrados na Tabela 3.1 se submetem aos limites locais para 24 horas.

No Brasil, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) estabelece uma escala progressiva (BRASIL, 2018), através da Resolução n. 491, de 19 de novembro de 2018, que faculta aos órgãos estaduais de controle a aplicação dos limites mais rigorosos dessa escala. Nos quesitos MP, a CETESB ainda não fez uso desta prerrogativa, e adota o limite mais alto facultado pelo CONAMA (coluna PI-1).

**Tabela 4.3:** Escala Progressiva de Padrões de Qualidade do Ar para  $\text{PM}_{2,5}$  e  $\text{PM}_{10}$ .

| Poluente          | Período de Referência | PI-1                 | PI-2 | PI-3 | PF |
|-------------------|-----------------------|----------------------|------|------|----|
|                   |                       | $\mu\text{g m}^{-3}$ |      |      |    |
| $\text{MP}_{2,5}$ | Anual                 | 20                   | 17   | 15   | 10 |
|                   | 24 horas              | 60                   | 50   | 37   | 25 |
| $\text{MP}_{10}$  | Anual                 | 40                   | 35   | 30   | 20 |
|                   | 24 horas              | 120                  | 100  | 75   | 50 |

Fonte: BRASIL (2018).

Assim, a situação do PU, de “confortável” enquadramento aos limites brasileiros estabelecidos, não aconteceria, se os adotados já fossem os das fases mais rigorosas (Tabela 3.3) da resolução (BRASIL, 2018), ou os padrões adotados por outros países, como a China, onde a questão ambiental está mais dinâmica nos últimos anos, ou mesmo os valores da US-EPA, como já mencionado, uma agência reconhecida internacionalmente.

Quanto ao  $\text{MP}_{10}$ , os limites norte-americanos não são mais restritivos que os brasileiros. Entretanto, em referência a este poluente, cabe relatar que o Instituto Nacional do Câncer – INCA, do Ministério da Saúde do Brasil, em seu portal, e outros estudos (KIM et al., 2018), fazem sérias advertências sobre os perigos da “poeira de sílica”, presente no  $\text{MP}_{10}$ , desprendidas de construções e de pedreiras com alto teor de silício, até por ser este um dos elementos químicos mais comuns na superfície do planeta, ocorrendo sempre combinado a outros, em diversos tipos de rochas minerais (GOMES et al., 2018).

Rochas minerais são exploradas nas vizinhanças do PU, se constituindo em uma das atividades econômicas emissoras dessa poeira, que está associada a diversas doenças como respiratórias, cardiovasculares e várias modalidades de cânceres (FERREIRA et al., 2017b), o que justifica a cautela do CONAMA (BRASIL, 2018) em relação aos limites prescritos para este poluente, pois, no Brasil, não é incomum a ocorrência de regiões residenciais próximas a pedreiras ou construções com proteção insuficiente contra o espalhamento da poeira (FERREIRA et al. 2017b).

## 4. CONCLUSÕES

O enfoque do estudo foi dado à influência da infraestrutura verde, especificamente, de fragmento da Mata Atlântica, o Corredor Ecológico Norte, no que se refere a atuar como filtro natural aos poluentes atmosféricos. Para tanto, foram delimitadas duas áreas para a coleta das concentrações, denominadas Polígono Verde (PV) – contíguo ao Corredor Ecológico Norte – e Polígono urbano (PU) – a aproximadamente 1 km de distância da borda da floresta urbana.

Os dados - obtidos em áreas das subprefeituras de Perus, Jaraguá e Pirituba - evidenciaram a influência positiva do Corredor Ecológico Norte como atenuante de contaminantes. Os teores de  $MP_{2,5}$  e  $MP_{10}$  apresentaram aumento significativo a partir do PV, em direção ao PU: enquanto a médias das concentrações de  $MP_{2,5}$  para PV foi de  $4,2 \mu\text{g m}^{-3}$ , para PU foi de  $14,1 \mu\text{g m}^{-3}$ , perfazendo uma diferença de  $9,9 \mu\text{g m}^{-3}$ , um incremento muito próximo de  $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ , que chama a atenção, pois se trata de um valor utilizado como referência. Diferenças de concentrações acima desse limiar têm sido relacionadas à incidência de efeitos adversos à saúde.

O levantamento de MP, em diferentes áreas, na Zona Norte de São Paulo, permitiu sinalizar diferença entre as médias das concentrações do poluente, entre PV e PU, e o maior poder de remoção do PV devido, simultaneamente, à sua maior cobertura verde e, também, à sua maior proximidade a uma área verde contínua e de maior porte, como o fragmento da Mata Atlântica.

Os achados da pesquisa sobre a influência da infraestrutura verde na qualidade do ar, que conseqüentemente reflete na saúde humana, podem ser levados em consideração no tocante ao cumprimento e/ou ao aprimoramento de normas de controle e procedimentos de projetos e gestão, especialmente no estabelecimento dos limites de tolerância aceitáveis por órgãos oficiais, como a OMS. Neste estudo se verificou que boa parte dos dados pesquisas prévias não podem ser aplicados fora do caso sob análise, por se referirem a fatores climáticos, ecológicos, políticos e econômicos próprios do caso, havendo, portanto, a necessidade de pesquisas e de análises específicas de cada situação, sendo este trabalho um exemplo.

## Agradecimentos

JMSM, FR e LFS agradecem à UNINOVE pela bolsa de mestrado concedida. LFR agradece à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) pela bolsa - Código de Financiamento 001 e à Universidade Presbiteriana Mackenzie. APR agradece ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pela Bolsa de Produtividade em Pesquisa (CNPq -317071/2021-1) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP - 2020/05383-9), pelo suporte financeiro ao desenvolvimento de seus projetos de pesquisa.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE, V. L., CLEMENT, C. R., WEIGEL, D., TRUMBORE, S., BOIVIN, N., SCHÖNGART, J., ROBERTS, P.. Tropical Trees as Time Capsules of Anthropogenic Activity. **Trends in Plant Science**. v. 25, n. 4, p. 369-380, 2020

AOKI, C., KITAURA, M. J. (2022). Editorial - Arborização urbana: elemento essencial das cidades sustentáveis. **Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, 11(2), e23124., 2022.

BADACH, J., DYMNIKA, M., BARANOWSKI, A.. Urban vegetation in air quality management: A review and policy framework. **Sustainability**, v. 12 . n. 3, 1258, 2020.

BARWISE, Y.; KUMAR, P.. Designing vegetation barriers for urban air pollution abatement: A practical review for appropriate plant species selection. **Npj Climate and Atmospheric Science**, v. 3, n. 1, p. 12, 2020.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução n.º 491, de 19 de novembro de 2018. **Padrões Nacionais de Qualidade do Ar**. Disponível em: [https://www.in.gov.br/web/guest/materia/-/asset\\_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/51058895/do1-2018-11-21-resolucao-n-491-de-19-de-novembro-de-2018-51058603](https://www.in.gov.br/web/guest/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/51058895/do1-2018-11-21-resolucao-n-491-de-19-de-novembro-de-2018-51058603). Acesso em: 20 fev. 2024.

CAO, Q., RUI, G., LIANG, Y.. Study on PM<sub>2.5</sub> pollution and the mortality due to lung cancer in China based on geographic weighted regression model. **BMC Public Health**, 18(1), 1-10, 2018

CASTRO, A., KÜNZLI, N., GÖTSCHI, T.. Health benefits of a reduction of PM<sub>10</sub> and NO<sub>2</sub> exposure after implementing a clean air plan in the Agglomeration Lausanne-Morges. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, 220(5), 829-839, 2017.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade do ar no estado de São Paulo para 2019**. Disponível em <<https://cetesb.sp.gov.br/ar/wp-content/uploads/sites/28/2021/05/Relatorio-de-Qualidade-do-Ar-no-Estado-de-Sao-Paulo-2020.pdf>>. Acesso em: 20 jan. 2024.

FERREIRA, M.L.; RIBEIRO, A.P.; ALBUQUERQUE, C.R.; LAMANO-FERREIRA, A.P.N.; FIGUEIRA, R.C.L; LAFORTEZZA, R.. Air contaminants and litter fall decomposition in urban forest areas: The case of São Paulo - SP, Brazil. **Environmental Research**, v. 155, p. 314-320, 2017a.

FERREIRA, A.B.; RIBEIRO, A.P.; FERREIRA, M.L.; KNISS, C.T.; QUARESMA, C.C.; LAFORTEZZA, R.; SANTOS, J.O SAIKI, M.; SALDIVA, P.H. A Streamlined Approach by a Combination of Bioindication and Geostatistical Methods for Assessing Air Contaminants and Their Effects on Human Health in Industrialized Areas: A Case Study in Southern Brazil. **Frontiers in Plant Science**, v. 8, p. 1-15, 2017a

GAO, T., LIU, F., WANG, Y., MU, S., QIU, L.. Reduction of Atmospheric Suspended Particulate Matter Concentration and Influencing Factors of Green Space in Urban Forest Park. **Forests**, 11(9), 950, 2020.

GOMES, L. S., DE SOUZA, M. C., & FURTADO, A. C. R.. A sílica e suas particularidades. **Revista Virtual de Química**, 10(4), 2018.

HEWITT, C. N., ASHWORTH, K., MACKENZIE, A. R.. Using green infrastructure to improve urban air quality (GI4AQ). **Ambio**, 49(1), 62-73, 2020.

IRGA, P. J., BURCHETT, M. D., TORPY, F. R.. Does urban forestry have a quantitative effect on ambient air quality in an urban environment. **Atmospheric Environment**, 120, 173-181, 2015.

KIM, Y. P., LEE, G.. Trend of air quality in Seoul: Policy and science. **Aerosol and Air Quality Research**, 18(9), 2141-2156, 2018.

KUNUGI, Y., ARIMURA, T. H., IWATA, K., KOMATSU, E., HIRAYAMA, Y.. Cost-efficient strategy for reducing PM 2.5 levels in the Tokyo metropolitan area: An integrated approach with air quality and economic models. **PLoS ONE**, 13(11), e0207623, 2018.

LODHI, A., GHOURI, B., KHAN, M. R., RAHMAN, S., SHAFIQUE, S.. Particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) concentration and source apportionment in Lahore. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, 20(10), 1811-1820, 2009.

MAHAPATRA, B., WALIA, M., AVIS, W. R., SAGGURTI, N.. Effect of exposure to PM<sub>10</sub> on child health: evidence based on a large-scale survey from 184 cities in India. **BMJ global health**, 5(8), e002597, 2020.

MANISALIDIS, I., STAVROPOULOU, E., STAVROPOULOS, A., BEZIRTZOGLU, E.. Environmental and health impacts of air pollution: a review. **Frontiers in public health**, v. 8, p. 505570, 2020.

MARCUZZO, L. F. N.. **Distribuição de chuva no Município de São Paulo**. 27o Encontro Técnico AESABESP – Congresso Nacional de Saneamento e Meio Ambiente, p. 1-20, 2016.

MARQUES, E. V., ROCHA, C. A., DOS SANTOS, R. P., RAMOS, F. C. L., LIMA, J. L. R., CATTONY, C. M., CAVALCANTE, R. M.. Influência da arborização e da edificação na dispersão de material particulado respirável em cidade costeira altamente urbanizada. **Revista Brasileira de Geografia Física**, 12(3), 913-928, 2019.

NGUYEN, T., YU, X., ZHANG, Z., LIU, M., LIU, X.. Relationship between types of urban forest and PM<sub>2.5</sub> capture at three growth stages of leaves. **Journal of Environmental Sciences**, 27, 33-41, 2015.

NICODEMO, M. L. F., PRIMAVESI, O.. Por que manter árvores na área urbana? Embrapa Pecuária Sudeste. 2009, 41p. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/82803/1/Documentos89.pdf>>. Acesso em: 20 nov. 2023.

NOWAK, D. J., HIRABAYASHI, S., BODINE, A., GREENFIELD, E.. Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. **Environmental Pollution**, 193, 119-129, 2014.

NOWAK, D. J., HIRABAYASHI, S., DOYLE, M., MCGOVERN, M., PASHER, J.. Air pollution removal by urban forests in Canada and its effect on air quality and human health. **Urban Forestry & Urban Greening**, 29, 40-48, 2018.

OJI, S.; ADAMU, H. Air pollution exposure mapping by GIS in Kano metropolitan area. **Pollution**, v. 7, n. 1, p. 101-112, 2021.

PNUD-BRASIL. **O Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento no Brasil. Ciclo 2018-2022**. Brasília, 2023. 81p. Disponível em <<https://www.undp.org/pt/brazil/publications/o-programa-das-nacoes-unidas-para-o-desenvolvimento-pnud-no-brasil-2018-2022>>. Acesso em: 10 fev 2024.

PREFEITURA DE SÃO PAULO. **Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica do Município de São Paulo**. Secretaria do Verde e Meio Ambiente, 2017. Disponível em: <[https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/PMMA\\_final\\_8\\_jan%20ok.pdf](https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/PMMA_final_8_jan%20ok.pdf)> Acesso em: 25 nov. 2023

PRZYBYSZ, A., NERSISYAN, G., GAWROŃSKI, S. W.. Removal of particulate matter and trace elements from ambient air by urban greenery in the winter season. **Environmental Science and Pollution Research**, 26(1), 473-482, 2019.

RAMON, M., RIBEIRO, A.P., THEOPHILO, C.Y.S., MOREIRA, E.G., CAMARGO, P.B., PEREIRA, C.A..B., SARAIVA, E.F., TAVARES, A.R., DIAS, A.G., NOWAK, D. Assessment of four urban forest as environmental indicator of air quality: a study in a brazilian megacity. **Urban Ecosystems**, 26, 197–207, 2023.

SALBITANO, F., BORELLI, S., CONIGLIARO, M., YAHYA, N.A., SANESI, G., CHEN, Y., CORZO, G.T.. Urban forest benefits in developing and industrializing countries. In: **Routledge handbook of urban forestry**. Routledge, 2017. p. 136-151.

SHIMAMOTO, C. Y., PADIAL, A. A., ROSA, C. M., MARQUES, M. C.. Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-analysis. **PLoS ONE**. 13(12): e0208523, 2018.

US-EPA – United States: Environmental Protection Agency. National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter. Federal Register. v. 78 (10). 2013, 202 p. Disponível em: <<https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2013-01-15/pdf/2012-30946.pdf>>. Acesso em 5 fev. 2024

XU, C., DONG, L., YU, C., ZHANG, Y., CHENG, B. (2020). Can forest city construction affect urban air quality? The evidence from the Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration of China. **Journal of Cleaner Production**, 264, 121607.

XUE, T., LIU, J., ZHANG, Q., *et al.*. Rapid improvement of PM 2.5 pollution and associated health benefits in China during 2013-2017. **Science China Earth Sciences**, 62(12), 1847-1856, 2019.

ZHANG, J.J.; WEI, Y.; FANG, Z.. Ozone pollution: a major health hazard worldwide. **Frontiers in Immunology**, v. 10, p. 492681, 2019.