

**UNIVERSIDADE NOVE DE JULHO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
CIDADES INTELIGENTES E SUSTENTÁVEIS**

JOSÉ MAURÍCIO DOS SANTOS MENDES

**O CORREDOR ECOLÓGICO NORTE DA MATA ATLÂNTICA EM SÃO PAULO - SP
E SUA INFLUÊNCIA NA QUALIDADE DO AR EM ÁREAS URBANAS**

São Paulo

ANO 2021

JOSÉ MAURÍCIO DOS SANTOS MENDES

**O CORREDOR ECOLÓGICO NORTE DA MATA ATLÂNTICA EM SÃO PAULO - SP
E SUA INFLUÊNCIA NA QUALIDADE DO AR EM ÁREAS URBANAS**

**THE ATLANTIC FOREST ECOLOGICAL NORTH CORRIDOR IN SÃO PAULO –
SP AND ITS INFLUENCE ON AIR QUALITY IN URBAN AREAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Cidades Inteligentes e Sustentáveis da Universidade Nove de
Julho – UNINOVE, como requisito parcial para obtenção grau
de **Mestre em Cidades Inteligentes e Sustentáveis**

ORIENTADORA: PROFA. ANDREZA PORTELLA RIBEIRO

São Paulo

2021

FICHA CATALOGRÁFICA

Mendes, José Maurício dos Santos.

O corredor ecológico norte da mata atlântica em São Paulo - SP e sua influência na qualidade do ar em áreas urbanas. / José Maurício dos Santos Mendes. 2021. 80 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Nove de Julho - UNINOVE, São Paulo, 2021.

Orientador (a): Prof^a. Dr^a. Andreza Portella Ribeiro

1. Mata atlântica. 2. Corredor ecológico. 3. Serviços ecossistêmicos. 4. Infraestrutura verde. 5. Materiais particulados.

I. Ribeiro, Andreza Portella. II. Título.

CDU 711.4

**O CORREDOR ECOLÓGICO NORTE DA MATA ATLÂNTICA EM SÃO PAULO - SP
E SUA INFLUÊNCIA NA QUALIDADE DO AR EM ÁREAS URBANAS**

Por

JOSÉ MAURÍCIO DOS SANTOS MENDES

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Cidades Inteligentes e Sustentáveis da Universidade Nove de Julho – UNINOVE, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Cidades Inteligentes e Sustentáveis, sendo a banca examinadora formada por:

Prof. Dr. Harry Alberto Bollman – Pontifícia Universidade Católica do Paraná - PUCPR

Prof.^a. Dra. Andreza Portella Ribeiro – Universidade Nove de Julho – UNINOVE

Prof.^a Dra. Amarilis Lucia Casteli Figueiredo Gallardo – Universidade Nove de Julho – UNINOVE

São Paulo, 30 de junho de 2021.

DEDICATÓRIA

A minha esposa, Edna, e aos meus filhos
Pedro Otávio, Carolina e Lucas, de quem
vieram o maior incentivo e a melhor inspiração,
os elementos indispensáveis para a execução
deste trabalho.

AGRADECIMENTO

Agradeço a oportunidade criada pela Universidade Nove de Julho, através da bolsa de estudos disponibilizada, e toda a infraestrutura acadêmica, sem as quais não teria condições de realizar este trabalho.

Minha gratidão, também, aos professores que conduziram de forma competente e objetiva nas matérias que compuseram o curso de Mestrado em Cidade Inteligentes e Sustentáveis, fornecendo instrumental teórico e metodológico da pesquisa científica, e viabilizando minha participação construtiva em processos de produção de novos conhecimentos e habilidades que contribuirão para que as cidades possam oferecer serviços mais eficazes e sustentáveis a custos viáveis.

Aos colegas do curso, agradeço pelas novas ideias, visões e abordagens das questões urbanas, pelo compartilhamento das ansiedades e preocupações com os rumos da sociedade, como também pelo companheirismo, nos desafios e conquistas que esta etapa acadêmica propiciou.

Meu agradecimento especial à minha orientadora, Profa. Andreza Portela Ribeiro, por disponibilizar seu conhecimento e suas habilidades, com paciência e dedicação, a fim de me orientar nos principais passos desta pesquisa.

Agradeço aos colegas Anderson de Oliveira, Felipe Rakauskas e Leonardo Ferreira da Silva, pela abnegação e competência no planejamento e execução da coleta de dados em campo, que tornaram possíveis os principais achados desta pesquisa.

Expresso, ainda, minha gratidão ao Prof. Maurício Lamano Ferreira, primeiro orientador, ao meu irmão agrônomo, Antônio Carlos (Toninho) dos Santos Mendes e ao colega Raul Wuo, cultivador da mata em Salesópolis, pelas trocas de experiências e ideias com árvores, que me estimularam no interesse pelas influências benéficas das matas e florestas.

A todos estes, muito obrigado!

RESUMO

Os níveis de poluição atmosférica atingidos recentemente, principalmente nas maiores cidades, vêm colocando esta questão na pauta de estudos e políticas públicas que visam a adequação da qualidade do ar como fator de saúde pública, que influi diretamente nos indicadores de desenvolvimento social. A administração municipal de São Paulo, em seu Plano de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica, PMMA-SP, além incluir a implantação de corredores ecológicos, tem múltiplos objetivos relacionados aos serviços ecossistêmicos do bioma; entre os quais destaca-se a adaptação às mudanças climáticas. Esta adaptação precisa ocorrer tanto em âmbito global, como em escala local. Sob tal perspectiva, a presente pesquisa traz um estudo realizado em regiões sob influência do Corredor Ecológico Norte, em relação a sua capacidade de requalificação do ar, em bairros da cidade de São Paulo, como Perus, Jaraguá e Pirituba. Por meio do levantamento das concentrações de Materiais Particulados ($MP_{2,5}$ e MP_{10}), que são potencialmente tóxicos à saúde humana, foi analisada a capacidade da infraestrutura verde em atuar como filtro natural da poluição do ar, comparando níveis de contaminantes atmosféricos. Dessa forma, foram delimitadas duas áreas de estudo, denominadas Polígono Verde (PV) – contíguo ao Corredor Ecológico Norte – e Polígono urbano (PU) – a 1 km de distância da borda da floresta. O programa i-Tree foi utilizado para estimar: (i) a quantidade de poluentes que pode ser removida pelas árvores, tanto no PV como no PU e (ii) os benefícios do Corredor Ecológico Norte, em termos monetários. Os resultados indicaram que as concentrações de $MP_{2,5}$ e MP_{10} apresentaram aumento significativo a partir do PV, em direção ao PU, com um incremento aproximado de $10 \mu g.m^{-3}$, dado 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. A simulação pelo i-Tree também indicou para o PV uma taxa de remoção de $11,775 \text{ Kg/dia.km}^2$ e para o PU de $5,536 \text{ Kg/dia.km}^2$. Essa remoção indica para PV uma economia de R\$ 81.670/ano. Por outro lado, a economia pode chegar a milhões de reais, ao se considerar os gastos evitados com saúde, pela redução de pessoas que apresentam alguma doença associada à poluição atmosférica. Os achados da pesquisa evidenciaram o papel da infraestrutura verde, sobretudo as florestas urbanas, para reduzir os impactos da poluição atmosférica, bem como servem como ferramenta consultiva, contribuindo para o

cumprimento e/ou ao aprimoramento de normas de controle e projetos de gestão, para o estabelecimento de limites de tolerância - de contaminantes do ar - aceitáveis por órgãos oficiais, como a Organização Mundial de Saúde.

Palavras-chave: Mata Atlântica, Corredor Ecológico, Infraestrutura Verde, Poluição Atmosférica

ABSTRACT

The levels of air pollution recently reached, especially in the largest cities, have placed this issue on the agenda of studies and public policies aimed at adapting air quality as a public health factor, which directly influences social development indicators. The municipal administration of São Paulo, in its Atlantic Forest Conservation and Recovery Plan, PMMA-SP, in addition to including the implementation of ecological corridors, has multiple objectives related to the biome's ecosystem services, among which the adaptation to climate change stands out. This adaptation needs to take place both globally and locally. From this perspective, this research brings a study carried out in regions under the influence of the Northern Ecological Corridor, in relation to its capacity for air requalification in neighborhoods in the city of São Paulo, such as Perus, Jaraguá and Pirituba. By surveying the concentrations of Particulate Materials (PM_{2.5} and PM₁₀), which are potentially toxic to human health, the capacity of green infrastructure to act as a natural filter of air pollution was analyzed, by comparing levels of atmospheric contaminants. Thus, two study areas were delimited, named Polígono Verde (PV) – adjacent to the Northern Ecological Corridor – and Polígono Urbano (PU) – 1 km away from the edge of the forest. The i-Tree program was used to estimate: (i) the amount of pollutants that can be removed by trees, both in PV and PU and (ii) the benefits of the Northern Ecological Corridor, in monetary terms. The results indicated that the concentrations of PM_{2.5} and PM₁₀ showed a significant increase from the PV, towards the PU, with an approximate increase of 10 µg.m⁻³, which is noteworthy, as this is a value used as reference; differences in concentrations above this threshold have been related to the incidence of adverse health effects. The i-Tree simulation also indicated for the PV a removal rate of 11,775 Kg/day.km² and for the PU of 5,536 Kg/day.km². This removal indicates for PV a saving of R\$ 81,670/year. On the other hand, the economy can reach millions of reais, when considering the expenses avoided with health, due to the reduction of people who have a disease associated with air pollution. The research findings evidenced the role of green infrastructure, especially larger urban forests, in reducing the impacts of air pollution, as well as serving as a consultative tool, contributing to the compliance and/or improvement of control standards and management projects, to the establishment of tolerance

limits - for air contaminants - acceptable by official bodies, such as the World Health Organization.

Keywords: Atlantic Forest, Ecological Corridor, Green Infrastructure, Atmospheric Pollution

Lista de Figuras

Figura 3.1: Delimitação do Corredor Ecológico da Mata Atlântica – Zona Norte e indicação de suas principais fisionomias	17
Figura 3.2: O Polígono Verde, PV, no Google Earth	19
Figura 3.3: O Polígono Urbano, PU, no Google Earth	19
Figura 4.1: MP _{2,5} - pontos de medição do Polígono Verde com a indicação, em cores, das respectivas faixas de valores das concentrações	32
Figura 4.2: MP _{2,5} - pontos de medição do Polígono Urbano com a indicação, em cores, das respectivas faixas de valores das concentrações	32
Figura 4.3: MP ₁₀ - pontos de medição do Polígono Verde com a indicação, em cores, das respectivas faixas de valores das concentrações	33
Figura 4.4: MP ₁₀ - pontos de medição do Polígono Urbano com a indicação, em cores, das respectivas faixas de valores das concentrações	33
Figura 4.5: Mapa dos pontos de medição do Polígono Verde com a indicação, em cores, das respectivas faixas de valores das temperaturas nos momentos das medições	40
Figura 4.6: Mapa dos pontos de medição do Polígono Verde com a indicação, em cores, das respectivas faixas de valores das UR nos momentos das medições	41
Figura 4.7: Mapa dos pontos de medição do Polígono Urbano com a indicação, em cores, das respectivas faixas de valores das temperaturas nos momentos das medições	42
Figura 4.8: Mapa dos pontos de medição das UR do Polígono Urbano com a indicação, em cores, das respectivas faixas de valores	43
Figura 4.9: Valores de IQAr no PV	46
Figura 4.10: Valores de IQAr no PU	47
Figura 4.11: Área Interjacente entre os Parques Anhanguera e Cantareira	51
Figura 4.12: Paralelepípedo hipotético, utilizado para fins de estimativa de remoção de MP pela floresta, considerando o PV.....	53

Lista de Tabelas

Tabela 3.1 - Índices de Qualidade do Ar – IQAr utilizados pela CETESB	22
Tabela 4.1 - Concentrações de MP _{2,5} e MP ₁₀ (µg m ⁻³) em áreas próximas ao Corredor Norte de São Paulo	24
Tabela 4.2 - Razões (PU/PV) entre valores de concentrações para MP _{2,5} e MP ₁₀ em áreas próximas ao Corredor Norte	25
Tabela 4.3 - Escala Progressiva de Padrões de Qualidade do Ar para PM _{2,5} e PM ₁₀ (CONAMA-MMA, 2018)	29
Tabela 4.4 - Concentrações de MP _{2,5} e MP ₁₀ nos 5 pontos mais distantes das áreas de Mineração	34
Tabela 4.5 - Concentrações de MP _{2,5} e MP ₁₀ nos 5 pontos mais próximos das áreas de Mineração	34
Tabela 4.6 - Razões entre as médias dos pontos próximos e mais distantes das áreas de Mineração	34
Tabela 4.7 - Pontos do PV e do PU nas Faixas de Índices de Qualidade do Ar – IQAr, da CETESB	45
Tabela 4.8 - Medidas de MP por índice de qualidade do Boletim da CETESB de Março/2021	47
Tabela 4.9 - Estimativa de benefícios da área verde do PV para a qualidade do ar (i-Tree)	48
Tabela 4.10 - Estimativa de benefícios da área verde do PU para a qualidade do ar (i-Tree)	49
Tabela 4.11 - Estimativa de benefícios da Passagem Interjacente de Perus	51

Lista de Abreviaturas, Acrônimos e Siglas

- AA – Cobertura do solo com Árvores/Arbustos
- CEN – Corredor Ecológico Norte
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
- CLP – Camada Limite Planetária
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
- ED – Cobertura do solo com Edifícios Impermeáveis
- EPA – Agência Americana de Proteção ao Ambiente
- ES – Cobertura do solo por Estradas ou Vias Impermeáveis
- ESS – Pesquisa Europeia de Indicadores Sociais
- FIA – Órgão de Inventários e Análises do Departamento de Agricultura dos EUA
- GH – Cobertura do solo com Grama e/ou Herbáceas
- IQAr – Índice de Qualidade do Ar
- MP – Material Particulado
- MP_{2,5} – Material Particulado com diâmetro máximo de 2,5 micrometros
- MP₁₀ – Material Particulado com diâmetro entre 2,5 e 10 micrometros
- ODS – Objetivos do Desenvolvimento Sustentável
- OI – Cobertura do solo por Outras Construções Impermeáveis
- OMS – Organização Mundial da Saúde
- ONU – Organização das Nações Unidas
- PDE – Plano Diretor Estratégico
- PIP – Passagem Interjacente do bairro de Perus
- PTS – Partículas Totais em Suspensão
- PU – Polígono Urbano
- PV – Polígono Verde
- RMC – Região Metropolitana de Campinas
- RMSP – Região Metropolitana de São Paulo
- SD – Solo Descoberto
- SESC – Serviço Social do Comércio
- SMDU – Secretaria Municipal do Desenvolvimento Urbano

- SVMA – Secretaria do Verde e do Meio Ambiente
- T – Temperatura ambiente
- UNINOVE – Universidade Nove de Julho
- UR – Umidade Relativa do ar
- USDA – Departamento de Agricultura do Governo dos Estados Unidos

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
1.1. OBJETIVO GERAL	3
1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
2. REFERENCIAL TEÓRICO	4
2.1. A AÇÃO ANTRÓPICA POSITIVA NA MATA ATLÂNTICA	4
2.2. QUALIDADE DO AR E QUALIDADE DE VIDA	5
2.3. INFLUÊNCIA DAS FLORESTAS URBANAS NA QUALIDADE DO AR.....	8
2.4. O CORREDOR ECOLÓGICO E O DESENVOLVIMENTO SOCIAL	9
2.5. FLORESTA URBANA, POLUENTES E ALTERAÇÕES AMBIENTAIS	11
2.6. O VALOR DOS BENEFÍCIOS DAS FLORESTAS URBANAS	12
2.7. CIÊNCIA E TECNOLOGIA NO CORREDOR ECOLÓGICO	14
3. METODOLOGIA	15
3.1. DELINEAMENTO DA PESQUISA	16
3.2. AS CONCENTRAÇÕES DE MP _{2,5} E MP ₁₀	20
3.3. BENEFÍCIOS DA INFRAESTRUTURA VERDE	22
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES	23
4.1. MATERIAL PARTICULADO (MP): MP _{2,5} E MP ₁₀	23
4.2. INFLUÊNCIA DE FATORES METEOROLÓGICOS	37
4.3. ÍNDICE DE QUALIDADE DO AR – IQAr.....	43
4.4. ESTIMATIVAS DE BENEFÍCIOS DAS ÁREAS VERDES	48
4.5. A RELEVÂNCIA DOS BENEFÍCIOS ESTIMADOS	53
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	56
6. REFERÊNCIAS	60
APÊNDICE	69

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; ASHWORTH & MACKENZIE, 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 (UKAONGO, EWUZIE & ONWUKA, 2020).

Nesta perspectiva, e na inviabilidade econômica ou política de se reduzir as emissões de todos os poluentes em níveis compatíveis (KUNUJI et al., 2018) 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).

A poluição do atmosférica pode ser compreendida como a introdução de materiais ou substâncias com características que tornem o ar impróprio ou prejudicial à saúde humana e de outros seres vivos. A presença das substâncias é verificada em concentrações acima de certos limites; ou seja, em níveis incompatíveis com o bem-estar da população, contrária à preservação da fauna e da flora e à conservação de materiais (MANISALIDIS et al., 2020).

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 & ADAMU, 2020). 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).

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 PMMA-SP é um plano de conservação e recuperação da Mata Atlântica que tem múltiplos objetivos e metas, sendo um dos principais, a adaptação às mudanças climáticas, que podem ocorrer em âmbito local ou em âmbito global (PREFEITURA SP, 2017). Atua favoravelmente aos objetivos do PMMA-SP, uma herança que o bioma, desalojado pela urbanização, deixou no solo da cidade: uma vocação evidente para o reflorestamento.

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, PADIAL, ROSA & MARQUES, 2018). Este trabalho foca nos serviços ecossistêmicos das árvores e arbustos da Mata Atlântica relacionados à requalificação do ar atmosférico, para demonstrar como a implementação do Corredor Ecológico Norte, componente fundamental do PMMA-SP, tem um efeito substancialmente benéfico para a qualidade do ar nas áreas urbanas situadas nas subprefeituras da sua vizinhança (Perus, Jaraguá e Pirituba), onde vivem, aproximadamente, 500.000 habitantes (PREFEITURA-SP, 2021).

Espera-se que parte significativa das análises e discussões, realizadas a partir desta pesquisa, possa ser útil aos demais corredores ecológicos previstos no PMMA-SP (Corredor Ecológico Leste e Corredor Ecológico Sul), e suas respectivas vizinhanças, beneficiando, portanto, outras áreas da cidade e suas populações.

O PMMA-SP visa tratar a conservação e recuperação dos remanescentes de Mata Atlântica da cidade por meio de várias abordagens, em um processo multidisciplinar, envolvendo a criação

e formação de novas áreas protegidas, a ampliação e o aprimoramento das atividades de fiscalização e monitoramento. O plano assinala, ainda, a necessidade de envolvimento de terceiros, por meio de licenciamentos, autorizações para manejo de vegetação, definição de critérios para compensações ambientais, ações de educação ambiental, comunicação e participação social (SVMA-PREFEITURA-SP, 2020). Essas providências articuladas tendem a fortalecer o dossel da Mata Atlântica no Corredor, implicando na ampliação, a curto prazo, e de forma administrada, da capacidade de absorção e remoção de poluentes da atmosfera da cidade, em geral, com maior impacto nas regiões próximas às áreas verdes.

Por meio da implantação dos Corredores Ecológicos, o PMMA-SP pretende transformar o contexto atual de 30% de remanescentes, grande parte fragmentados, sujeitos a fortes vetores de pressão apontando para o contínuo desmatamento (PMMA-SP, 2017), em um novo e planejado cenário, no qual uma sociedade mais saudável usufruirá, a partir de uma adequada gestão ambiental, dos benefícios de uma convivência inteligente com maiores segmentos contínuos de florestas urbanas, mais estáveis, onde serão encontradas as características originais da mata nativa do local, especialmente o ar respirável de boa qualidade, em um contexto urbano mais previsível (MOSTAFAVI & DOHERTY, 2016).

Nesta perspectiva renovada, de uma infraestrutura verde urbana planejada, implantada e administrada, entre uma série de benefícios, a qualidade do ar se sobressai por ser um dos bens viabilizados em prazo relativamente mais curto, sendo um requisito básico para que a população das áreas próximas pratique hábitos de vida saudável, ao mesmo tempo em que pode usufruir dos serviços e confortos da urbanização, que possivelmente serão aprimorados. Portanto, são relevantes os estudos que contribuam com indicadores quantitativos, que permitam avaliar o papel da infraestrutura verde em mitigar os efeitos adversos da poluição ambiental urbana, como é o caso da presente pesquisa.

1.1. OBJETIVO GERAL

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.

1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- 1.2.1. Conhecer os teores de material particulado (MP) de diferentes diâmetros – MP_{10} e $MP_{2,5}$, nas áreas de estudo;
- 1.2.2. Achar diferenças entre concentrações de MP coletadas em segmentos especificamente caracterizados da área delimitada;
- 1.2.3. Avaliar a relevância das diferenças encontradas nas concentrações de MP, à luz de valores de referência, indicados em legislação e literatura científica;
- 1.2.4. Analisar o potencial da infraestrutura verde em atuar como atenuante natural de poluentes atmosféricos, bem como os benefícios associados, em relação a essa capacidade de retenção.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. A AÇÃO ANTRÓPICA POSITIVA NA MATA ATLÂNTICA

Ações realizadas pelo homem alterando a paisagem do planeta, chamadas ações antrópicas na natureza, são inerentes à vida humana. A dimensão e o alcance das modificações causadas, entretanto, podem ser muito diferentes, assim como sua intencionalidade e a sua direção: negativa ou positiva (MACEDO, et al., 2019), em relação aos serviços ecossistêmicos.

O esclarecimento da evolução morfológica da Mata Atlântica, de que o Parque da Cantareira é um fragmento significativo, tem se ampliado pela integração de informações provenientes da história ambiental, obtidas com a utilização de ferramental próprio das pesquisas históricas, ecológicas e geográficas. Neste sentido, sabe-se que espécies nativas de flora e fauna, sujeitas às interações antrópicas, acabaram por se adaptar a um funcionamento da Mata que era

adequado à utilização humana do território. Há evidências de que técnicas agrícolas já eram utilizadas por habitantes da Mata Atlântica há mais de 3.000 anos. Em várias partes do bioma foram localizados restos de carvão no solo, a diferentes profundidades, associados a determinadas mudanças de morfologia na vegetação e sua composição (OLIVEIRA R. R., 2007).

Portanto, é razoável se supor que as populações que usufruíram da floresta, no território em que hoje está a cidade de São Paulo, anteriormente à colonização, já exerciam uma atividade antrópica importante. Essa atividade envolvia intervenções adaptadoras às necessidades e conveniências dos interventores, tais como: o cultivo de algumas espécies preferenciais, a introdução de novas espécies, trazidas de outros ambientes, por causa alguma qualidade ou propriedade, e o cuidado com a manutenção da fertilidade do solo. Tratava-se, portanto, de uma ação antrópica com notável componente positivo (NEVES, 2016).

Este estudo parte do pressuposto de que seja possível, ainda no contexto atual, a prática de uma atividade antrópica positiva em relação aos fragmentos remanescentes da Mata. A proposta de Corredores Ecológicos de Mata Atlântica na cidade de São Paulo, da mesma forma que as populações que habitaram a floresta nos tempos ancestrais, pretende exercer uma atividade antrópica positiva, também adaptada às necessidades e conveniências dos habitantes, porém preservando e recuperando as características essenciais da mata, especialmente os serviços ecossistêmicos que ela presta. Nesse sentido, este trabalho resgata o mesmo espírito do habitante ancestral, porém adaptado a uma realidade que contempla os recursos da tecnologia e do conhecimento científico atuais. Neste novo contexto, essencialmente urbano, emerge uma das principais demandas dos atuais habitantes da área, que é a de ar respirável de boa qualidade.

2.2. QUALIDADE DO AR E QUALIDADE DE VIDA

A boa qualidade do ar (ou seu inverso, a poluição do ar) está no topo da agenda global e é amplamente reconhecida como um fator fundamental para a saúde pública e para o desenvolvimento econômico (SHADDICK et al., 2020).

Qualidade de vida é um conceito importante no campo da saúde pública e da medicina, que se relaciona diretamente à boa qualidade do ar, porém, é interpretado e definido de forma diferente dentro dessas disciplinas, (HARALDSTAD et al., 2019) e, também, da economia.

Vários estudos tratam a ausência de doenças e de disfunções da saúde como um razoável indicador de boa qualidade de vida. Nesse sentido, Larson e Mercer, (2004), apontam que os indicadores globais de saúde podem ser divididos entre aqueles que medem diretamente os fenômenos de saúde (por exemplo, doenças, mortes, uso de serviços) e medidas indiretas (por exemplo, desenvolvimento social, educação e indicadores de pobreza); estes últimos, também são chamados de indicadores proximais e distais, respectivamente. Com base nas estatísticas populacionais que descrevem os níveis de educação alcançados, a qualidade do ar disponível, e o acesso a água potável e saneamento, é possível categorizar os países, com razoável índice de acerto, quanto à carga de doenças da sua população. Em geral, os indicadores de qualidade de vida priorizados nos países em desenvolvimento tratam da morbidade e da mortalidade e de importantes precursores de ambas. Nos países desenvolvidos, boa parte dos indicadores-chave de qualidade de vida refletem estilos e comportamento, como o hábito de exercícios físicos, a prática de dieta alimentar saudável e atividades ao ar livre. No Brasil, convivem contingentes que se situam nesses dois estágios de desenvolvimento socioeconômico, portanto, faz sentido o emprego destas duas categorias de indicadores.

Estudos recentes (DARÇIN, 2013) relataram correlação entre poluição do ar e saúde humana. Inúmeras doenças, inclusive algumas das mais letais, podem ser causadas pela poluição do ar, como infecção respiratória, câncer de pulmão, doença cardiovascular, doença pulmonar obstrutiva crônica e asma. No estudo citado, dados da OMS e da Agência Europeia do Ambiente foram utilizadas como fonte do conjunto de dados de qualidade de vida e teores de poluição. Verificou-se-se que há correlação positiva significativa entre a qualidade do ar e a qualidade de vida. E há correlação negativa (HILL et al., 2019) entre a expectativa de vida e as concentrações médias de longo prazo de $MP_{2.5}$.

Outra análise, esta realizada por Kati Orru et al., 2015- visou explorar o efeito da poluição do ar ambiente nos níveis de bem-estar subjetivo de cada pessoa. A questão de pesquisa era determinar até que ponto a satisfação com a vida de um indivíduo é moldada pela exposição

ao MP_{10} . Usando modelos de regressão para analisar dados sobre indicadores subjetivos de bem-estar das duas últimas rodadas da pesquisa social europeia (ESS) e informações detalhadas sobre os níveis locais do poluente atmosférico (MP_{10}), esta pesquisa associou um incremento de $1 \mu g.m^{-3}$ na concentração do poluente a uma redução perceptível na satisfação com a vida, de 0,017 pontos, na escala de satisfação com a vida de 10 pontos da ESS. Esses resultados se confirmaram, mesmo em situações de teores médios anuais de MP_{10} abaixo de $12 \mu g.m^{-3}$, valores considerados baixos para os padrões adotados no Brasil, e sem considerar eventuais efeitos negativos na saúde física.

Outras pesquisas apontam que a poluição do ar é um grave risco para a saúde humana que afeta quase todos os órgãos do corpo, tendo como consequências vários fatores que influenciam na qualidade de vida, como absenteísmo escolar, visitas clínicas, hospitalizações, nascimentos prematuros, doenças cardiovasculares e diminuição da expectativa de vida (SCHRAUFNAGEL et al., 2019).

Estudo conduzido durante duas semanas com pessoas com asma (SCIBOR, GALBARCZYK & JAZIENSKA, 2019) avaliou, através de questionário, a qualidade de vida percebida pelos pacientes durante o período de acompanhamento sob diferentes condições de qualidade do ar. Os pacientes que foram expostos a uma concentração mais alta de $PM_{2,5}$ tiveram pontuações significativamente mais baixas. Cada $10 \mu g / m^3$ de um aumento na concentração de $PM_{2,5}$ resultou em uma diminuição do escore em 16%. Todos os domínios da qualidade de vida (sintomas, limitações de atividades, funcionamento emocional e estímulos ambientais) avaliados no questionário foram afetados negativamente pelo $PM_{2,5}$. A asma, que também pode causar mortes, é uma das doenças crônicas mais comuns no mundo, atingindo cerca de 235 milhões de pessoas (OMS-SILVA et al., 2018).

Além das enfermidades físicas, a poluição está associada ao aumento das ocorrências de transtornos mentais. Há trabalhos (BAKOLIS, et al., 2020), e a própria Organização Mundial de Saúde, sugerem que a morbidade substancial de transtornos mentais pode ser evitada com a melhoria da qualidade do ar.

2.3. A INFLUÊNCIA DAS FLORESTAS URBANAS NA QUALIDADE DO AR

Grande quantidade de estudos procuram a melhor compreensão da influência das estruturas verdes na qualidade do ar das cidades, especialmente nas grandes metrópoles, nos países mais populosos, ampliando a relevância desta questão. O objetivo mais abrangente destes trabalhos, em geral, é a melhoria da qualidade de vida das populações de forma eficaz, administrável e economicamente viável.

Estudo, na China (XU et al., 2020), focou no impacto da construção de florestas municipais sobre as concentrações de $PM_{2.5}$, na região metropolitana de Beijing. Ainda na China, um outro estudo (NGUYEN, YU & ZHANG, 2014) analisou tipos de folhas, com o objetivo de descobrir os tipos de estruturas verdes são mais eficazes na captura de $PM_{2.5}$. Possivelmente devido à sua maior população e à desejável persistência do crescimento econômico do país, a China é onde se encontra o maior número de estudos sobre este assunto.

Na Índia, um trabalho (ANAMIKA & PRADEEP, 2016) relatou experiências em que o uso de estruturas verdes gerou melhorias significativas na qualidade de vida e no desenvolvimento urbano sustentável em cidades indianas. Também na Índia, outro estudo (GANGULY & KUMAR, 2018) apresentou medidas de qualidade do ar em grandes cidades do norte do país, onde se verificou rápida deterioração durante a última década, um período de forte processo de urbanização na região.

Os Estados Unidos e o Canadá são países em cujas maiores cidades, pesquisadores como David J. Nowak e John F. Dwyer, há algumas décadas, têm desenvolvido importantes trabalhos fornecendo subsídios para o desenvolvimento de programas de implantação de florestas urbanas. Para estes pesquisadores (NOWAK & DWYER, 2010), árvores urbanas contribuem com um amplo elenco de benefícios ao ambiente e ao bem-estar das pessoas, e um bom programa para a gestão de florestas urbanas começa por estabelecer os resultados que se espera do programa. Em outros de seus trabalhos (NOWAK et al., 2018), o pesquisador, através de simulações em computador, realizou importantes medições das quantidades de poluentes removidos em grande número de cidades. Mais do que as quantidades removidas, foram estimados valores dos serviços ecossistêmicos prestados pelas árvores, constituindo uma base de dados que é referência para

outras infraestruturas verdes, constituindo uma poderosa ferramenta de planejamento para implantação de novas áreas verdes urbanas.

Em outros países populosos são desenvolvidos trabalhos explorando e analisando a associação entre as florestas urbanas, a qualidade do ar urbano e qualidade de vida: na Indonésia, Sundaral et al., 2016, analisaram o programa de desenvolvimento das florestas urbanas de Jacarta; no Paquistão, estudo (SHIRAZI & KAZMI, 2016) analisou a perda de vegetação e seus impactos socioeconômicos na cidade de Lahore, segunda maior do país, com mais de 11 milhões de habitantes. No Brasil, além da Mata Atlântica, há trabalhos (VIEIRA & PANAGOPOULOS, 2020) analisando as espécies de árvores presentes nas estruturas verdes das cidades da Amazônia brasileira, no contexto da absorção de carbono.

Somente os países cujos artigos já estão citados nesta seção (China, Índia, EUA, Canadá, Indonésia, Paquistão e Brasil) abrigam mais da metade da população do planeta, mas o interesse pelo tema vai além, abrangendo, praticamente, a totalidade das nações. Foram consultados trabalhos relevantes, realizados em outros países como Itália (MARANDO et al., 2016), Rússia (KLYNEV, 2019), Polônia (BADACH et al., 2020), Irlanda (RIONDATO et al., 2020), Japão (KUNIJII et al., 2018) e outros.

2.4. O CORREDOR ECOLÓGICO E O DESENVOLVIMENTO SOCIAL.

Os Corredores Ecológicos Urbanos da cidade de São Paulo, entre os quais o Corredor Ecológico Norte, objeto deste trabalho, 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, UNINOVE (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 de São Paulo apresenta clara vinculação, especialmente com o ODS3 e com o ODS11. No texto que apresenta o ODS3-Saúde e Bem-Estar para Todos (ONU-BRASIL-McFARLANE et al., 2015), é enfatizada 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. Já o texto de apresentação do ODS11- Cidades e Comunidades Sustentáveis (ONU-BRASIL-DEVISSCHER et al., 2015) chama a atenção para a necessidade de se promover maior conexão entre as pessoas e a natureza nas cidades, bem como mais 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.

Os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável propostos pela ONU para serem atingidos até o ano 2030, por todos os países signatários, inclusive o Brasil, parte do pressuposto de que o desenvolvimento social e econômico e a sustentabilidade dos recursos naturais são compatíveis e complementares entre si, desde que administrados de forma bem planejada e objetiva, obsoletando o entendimento de que só seria possível o crescimento econômico e a conquista do bem-estar se os agentes econômicos estivessem liberados dos compromissos com a manutenção dos ecossistemas e com a redução drástica das desigualdades (ONU-BRASIL, 2015).

2.5. FLORESTA URBANA, POLUENTES E ALTERAÇÕES AMBIENTAIS.

A CETESB, órgão fiscalizador da qualidade do ar no Estado de São Paulo considera, para efeito de qualificação do ar, os seguintes poluentes (CETESB, 2020): o MP₁₀ (Material Particulado Inalável), o MP_{2,5} (Material Particulado Fino), o O₃ (Ozônio), o CO (Monóxido de Carbono), o NO₂ (Dióxido de Nitrogênio) e o SO₂ (Dióxido de Enxofre). Estes poluentes, em geral, integram as listas levadas em consideração para a avaliação da qualidade do ar na maioria dos países, com eventuais alterações.

Cada um desses poluentes é capaz de produzir seus prejuízos peculiares à saúde humana, havendo, para cada um, estudos, em profusão, a comprovar seus efeitos negativos. Trabalho de Castro, Künzli e Götschi, 2017- na Suíça, demonstrou a influência do PM₁₀ nas doenças cardiovasculares e respiratórias; estudo na China (CAO, RUI e LIANG, 2018) associou a poluição por PM_{2,5} à taxa de mortalidade por câncer no pulmão na China; estudo mais recente (MANISALIDIS, STAVROPOULOUS e BEZIRTZOGLU, 2020) colocou em pauta os prejuízos à saúde causados pelo monóxido de carbono (CO). Outra pesquisa na China (ZHANG, WEI e FANG, 2019), associou a concentração de O₃ à asma.

Alguns trabalhos (IRGA, BURCHETT e TORPY, 2015), mostram as concentrações de MP, significativamente correlacionadas negativamente, com o volume verde das infraestruturas, completando, assim, a conexão existente entre as florestas, especialmente as urbanas, e a saúde humana; estudando os efeitos das árvores e florestas sobre a qualidade do ar e a saúde humanas, Nowak, Hirabayashi, Bodine e Greenfield, 2014- verificaram que as árvores removem o MP por meio da interceptação sobre as superfícies da planta, mas, também removem os poluentes gasosos através dos estômatos situados nas suas folhas. Simulações em computador realizadas por esta equipe estimaram que árvores das periferias das cidades dos Estados Unidos removeram 17,4 milhões de toneladas de poluentes em 2010.

E mais: as pegadas ecológicas das cidades vão muito além de seus limites territoriais. Globalmente, as cidades cobrem cerca de 3 por cento da superfície terrestre, mas são responsáveis por volta de 70% do consumo de energia, que na maior parte é poluente, resultando em 70% das emissões de carbono e 75% dos recursos naturais (PNUD 2018). Neste contexto,

importante análise (HEWITT, ASHWORTH & MACKENZIE, 2020) pontua que, mesmo que a introdução de estruturas verdes seja vista como solução “ganha-ganha” para a redução da poluição urbana, deve ser colocada como terceira opção na mitigação da poluição, situando-se como recurso indispensável, logo após esgotadas as viabilidades de redução das emissões e de aumento da distância entre as fontes e os receptores.

Portanto, é pressuposto teórico deste trabalho, evidenciado em numerosos estudos prévios, que os espaços cobertos por árvores e arbustos, devido a sua eficácia em remover parcela importante do material particulado em suspensão no ar, tendem a ser, cada vez mais, utilizados em estratégias que visam a melhoria da qualidade do ar nas cidades (DAI et al., 2020; BOTTALICO et al., 2016; PUGH et al., 2012), e devem ser usados ao lado de providências prioritárias, que diminuam a geração de poluentes e outras, que permitam aos cidadãos, usufruírem dos benefícios de respirar de boa qualidade, de preferência em um cotidiano de convivência com o ambiente natural.

2.6. O VALOR DOS BENEFÍCIOS DAS FLORESTAS URBANAS

O valor econômico das florestas urbanas pode se manifestar, em parte, como o valor comercial de um bem tangível expresso, por exemplo, pelo preço comercial de uma árvore para utilização como insumo da indústria de móveis ou de materiais para construção (OFFNER, 2016). Entretanto, além desse valor comercial, as florestas urbanas têm um valor associado aos benefícios que realiza em termos de serviços ecossistêmicos de impactos econômico, social e ambiental (WOLF et al., 2021). Neste contexto, a melhoria da qualidade do ar e a filtragem da água pluvial são serviços que, quando não são realizados naturalmente, por deficiência da infraestrutura verde, serão realizados de forma artificial, em geral com maior custo econômico ou social. De forma análoga, se a saúde da população não está protegida pela disponibilidade de ar respirável de boa qualidade, o sistema de saúde será sobrecarregado para o tratamento das doenças decorrentes da inalação de ar de má qualidade (MANTOVANI et al., 2016).

Esta é a lógica que tem norteadado grande número de pesquisas (GREBNER et al., 2022) e de políticas públicas que propõem que as infraestruturas verdes devam ser sempre consideradas como elemento de destaque na formulação de políticas que visam a disponibilização dos insumos

básicos da vida, especialmente a vida urbana, como água e ar de boa qualidade, a custo economicamente compatível com a renda local. Assim, o planejamento de áreas verdes urbanas, tem se tornado cada vez mais frequente nas administrações municipais das maiores cidades dos países desenvolvidos e em desenvolvimento. No contexto desta demanda, a partir de 2002, nos Estados Unidos, foram aprimorados métodos e critérios (FIA-USDA, 2020) que viabilizaram o desenvolvimento um elenco de ferramentas de avaliação de benefícios e análises florestais de aplicação urbana e rural. Para esse movimento, contribuíram vários trabalhos com a participação do pesquisador David Nowak, atual Líder da Equipe i-Tree, do Serviço Florestal do Departamento de Agricultura do Governo dos Estados Unidos (USDA), atuando Setor de Inventário e Análises Florestais (FIA), que coleta, analisa, relata e distribui dados sobre as florestas daquele país, informando, portanto: quanta floresta existe, quem a possui, em que condição está, onde está localizada e como tem mudado (FIA-USDA, 2020).

Simulações de computador com dados ambientais locais estimaram que árvores e florestas no interior dos Estados Unidos removeram em torno de 17,4 milhões de toneladas (t) de poluição do ar em 2010, com efeitos na saúde humana avaliados em 6,8 bilhões de dólares (NOWAK, HIRABAYASHI, BODINE & GREENFIELD, 2014). O armazenamento e o sequestro de carbono por árvores urbanas nos Estados Unidos foram quantificados para avaliar a magnitude e o papel das florestas urbanas em relação às mudanças climáticas (NOWAK, GREENFIELD, HOEHN & LAPOINT, 2013).

No Banco de Dados Nacional da Cobertura do Solo (NLCD) foi realizado um trabalho fundamental, (NOWAK & GREENFIELD, 2010): uma inovação metodológica para utilizar uma técnica de amostragem de pontos compatível com as imagens do Google Earth (Google Inc. 2007). Cada ponto aleatório foi interpretado quanto ao seu tipo de cobertura para estimar estatisticamente a porcentagem de copa arbórea e de cobertura impermeável dentro de cada zona de mapeamento. Esta técnica de amostragem, que é utilizada na plataforma i-Tree, viabilizou a utilização de imagens do Google Earth, tornando o planejamento florestal científico uma prática viável em escala global.

2.7. CIÊNCIA E TECNOLOGIA NO CORREDOR ECOLÓGICO

Não apenas como consequência exclusiva da disponibilidade do i-Tree, mas de todos os conhecimentos e tecnologias dominados nas últimas décadas, as cidades, especialmente nos países mais desenvolvidos tecnologicamente e ambientalmente, estão em uma fase de coleta, tratamento e análise de uma quantidade de dados para tomada de decisão sem precedentes (BIBRI & KROGSTIE, 2017). Estudar, identificar e explorar os usos de tecnologias digitais, de computação e comunicação, para o desenvolvimento de infraestruturas verdes, expandindo suas aplicações à medida que se desenvolvem, é uma atitude fundamental (NITOSLAWSKI, GALLE, VAN DEN BOSCH & STEENBERG, 2019), como, também é, o envolvimento e o empoderamento dos cidadãos.

Ainda Nitoslawski, 2019- aponta que novos projetos de "floresta urbana inteligente" revelam um foco, da gestão das cidades inteligentes e sustentáveis, em novas técnicas de monitoramento usando sensores e tecnologias de Internet das Coisas (IoT), bem como dados abertos e envolvimento do cidadão, especialmente por meio do uso de dispositivos móveis, programas aplicados ("aplicativos") e plataformas de mapeamento de código aberto, mas a lista é extensa.

Esta pesquisa se alinha com essas observações, pois se baseia em um conjunto de dados estimados, de fluxo de remoção de poluentes obtidos por comparação de imagens, com o auxílio do i-Tree e do Google Earth, confrontados a outro conjunto de dados, estes, obtidos em coleta em campo, por meio do uso de dispositivos móveis, acionados nos mesmos pontos amostrados em cujas imagens o iTree se baseou para realizar as estimativas. Desta forma, pela análise da submissão dos valores estáticos obtidos em campo aos fluxos estimados por meio da interpretação de imagens geoprocessadas, pôde-se aferir a verossimilidade das estimativas do i-Tree. Mais que esta aferição, entretanto, as medidas em campo permitiram o mapeamento dos teores coletados no âmbito das áreas pesquisadas, com maior precisão e abrangência, aprimorando a visibilidade propiciada pelos relatórios do i-Tree Canopy.

Além disso, as análises deste trabalho são desenvolvidas a partir do pressuposto de que a implantação do Corredor Ecológico Norte deva ocorrer forma cientificamente planejada. Trata-se de uma grande e infraestrutura verde que, para atingir seus objetivos, em particular aqueles que se

referem à qualidade do ar nas suas proximidades, não prescindirá da disponibilidade de novas técnicas de monitoramento, sensores e tecnologias próprias da IoT, assim como o envolvimento de setores da população, devidamente equipada, em políticas viabilizadas pelos dispositivos móveis, aplicativos e plataformas de monitoramento e mapeamento acessíveis a cidadãos (RATTI & CLAUDEL 2016) e entidades da sociedade civil, em um movimento que associa a permeabilidade social do conhecimento científico e da tecnologia às ações relacionadas à sustentabilidade.

3. METODOLOGIA

O trabalho é um estudo de caso comparativo, desenvolvido em três fases: (i) na fase exploratória, o método é a busca de informação pela revisão da literatura, que se materializou no Referencial Teórico, onde preponderou a abordagem qualitativa; (ii) na fase descritiva, o método experimental quantitativo e a técnica de coleta de dados em campo se destacaram, materializando-se no capítulo de Metodologia e na apresentação de Resultados; (iii) na fase analítica, se situaram as Discussões dos resultados e as Considerações Finais, a partir de uma série de análises matemáticas quantitativas confrontadas a conceitos qualitativos coletados na literatura. Nesta fase, o método preponderante é o Quantitativo e a técnica é a análise matemática dos resultados. O estudo, portanto, adotou uma metodologia mista, combinando formas quantitativas e qualitativas de abordagem. No caso, nem a abordagem quantitativa e nem a abordagem qualitativa é suficiente para a compreensão do problema estudado (CRESWELL, 2010; CRESWELL, 2013). A abordagem quantitativa, além do levantamento de concentrações de MP em campo, se complementou com a utilização de dados de simulações computacionais, obtidos com emprego de comparações de imagens geoprocessadas. Já a abordagem qualitativa pautou-se em levantamento bibliográfico e documental, que permitiu consolidar a interpretação dos dados.

3.1. DELINEAMENTO DA PESQUISA

O Corredor Ecológico Norte (Figura 3.1) 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. Por esses dois complexos viários trafegam, usando combustíveis fósseis, 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 (RANKING-CNT, 2019).

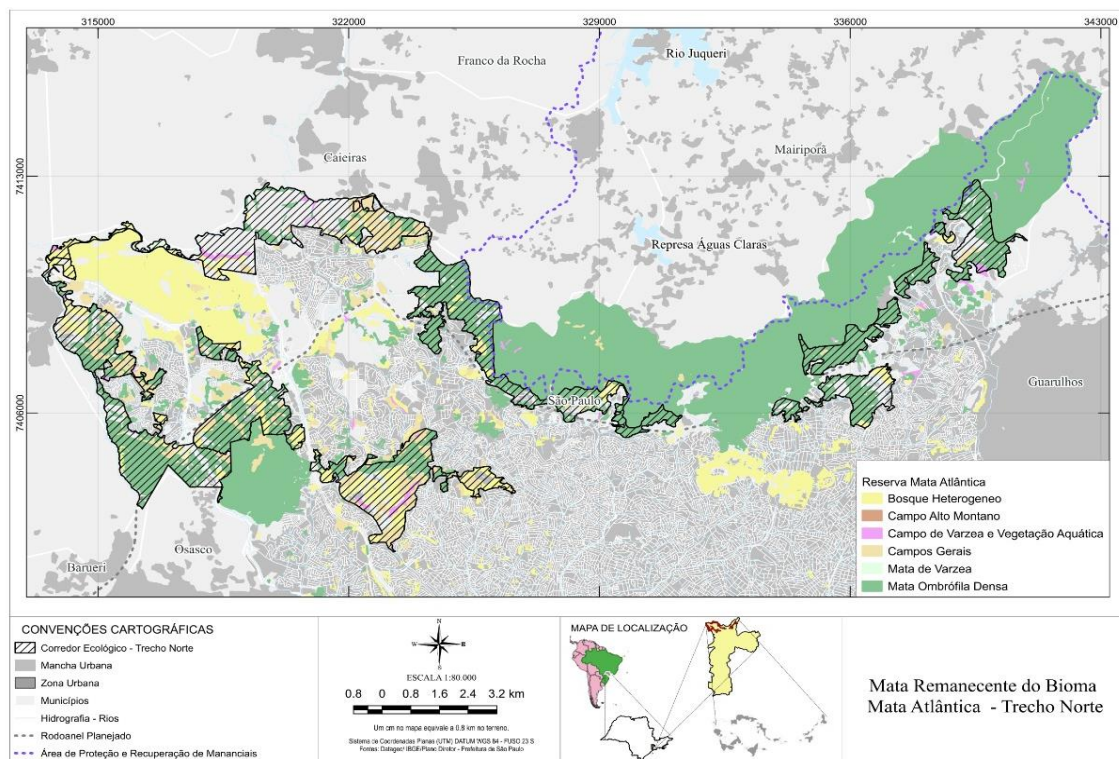
Além destes fatores, a observação de imagens do Google Earth mostra sinais evidentes de que existe a tendência para a formação de uma densa conurbação ao longo dessas estruturas viárias, de características metropolitanas que, pelo seu trajeto, resultaria em uma profunda e irreversível descontinuidade do bioma da Mata Atlântica. Do ponto de vista da conservação e recuperação da Mata, portanto, o sucesso do Corredor Ecológico Norte é relevante, pois estabelece uma conexão fundamental entre os remanescentes mais conservados da Mata, na região sul e no sul do Estado, e a norte, os fragmentos da Serra da Mantiqueira, que se prolongam até a Região Nordeste. O Corredor Ecológico Norte, portanto, é estratégico, por viabilizar a circulação de espécies, em uma área contínua de Mata Atlântica, significativamente maior, fator estrutural no processo de preservação de algumas espécies que caracterizam o bioma (WWF, 2021 e LIMA & MENQ, 2018).

Já no contexto local, a capacidade do Corredor Norte em melhorar a qualidade do ar, e as formas urbanas de fruição deste benefício, pelas populações das suas proximidades, deve ser utilizado como fator de sucesso no estabelecimento da circulação da biodiversidade da Mata, e contribui para o estabelecimento de outras conexões, ao longo da provável conturbação já mencionada. Neste sentido, este estudo vislumbra um cenário de aprendizado para uma atitude social de compatibilização entre a continuidade e perenidade do bioma e o processo irrefreável de urbanização.

Justifica-se, portanto, o estudo dos fatores mais diretos de influência da Mata Atlântica nas condições de vida dos habitantes das regiões urbanizadas limítrofes. A compreensão e o alinhamento entre os benefícios sociais e os ambientais são fundamentais na formulação de políticas públicas viabilizadoras da conservação da Mata Atlântica, em vista da inevitável convivência com a população urbana.

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: um deles, designado Polígono Verde (PV), de comprimento aproximado de dez quilômetros e largura aproximada de um quilômetro, situado, parcialmente, dentro dos parques

Figura 3.1: Delimitação do Corredor Ecológico da Mata Atlântica – Zona Norte e indicação de suas principais fisionomias.



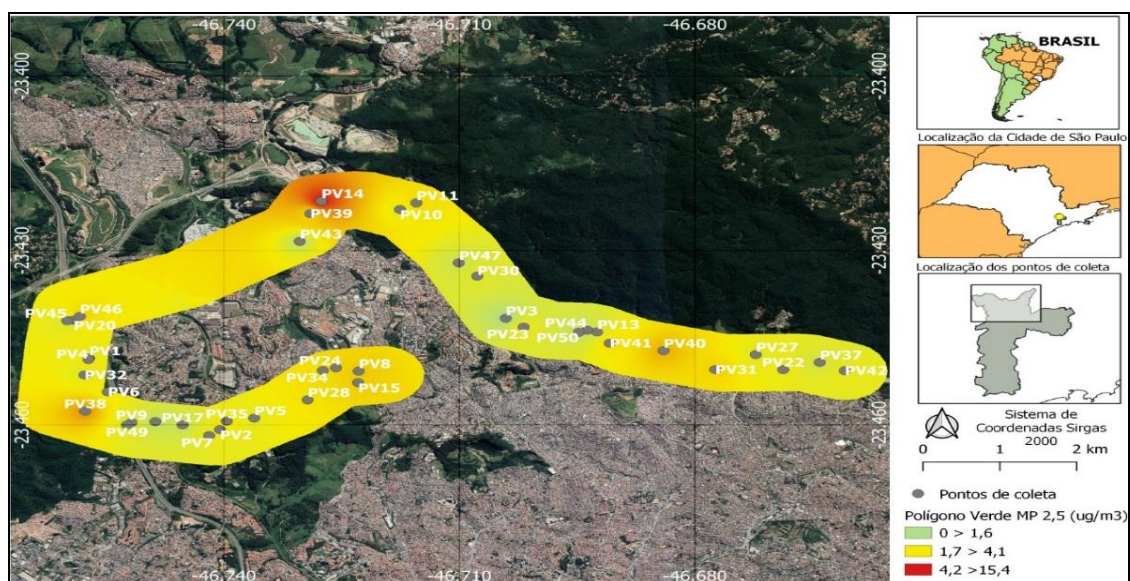
Fonte: Elaboração Própria.

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 são capazes.

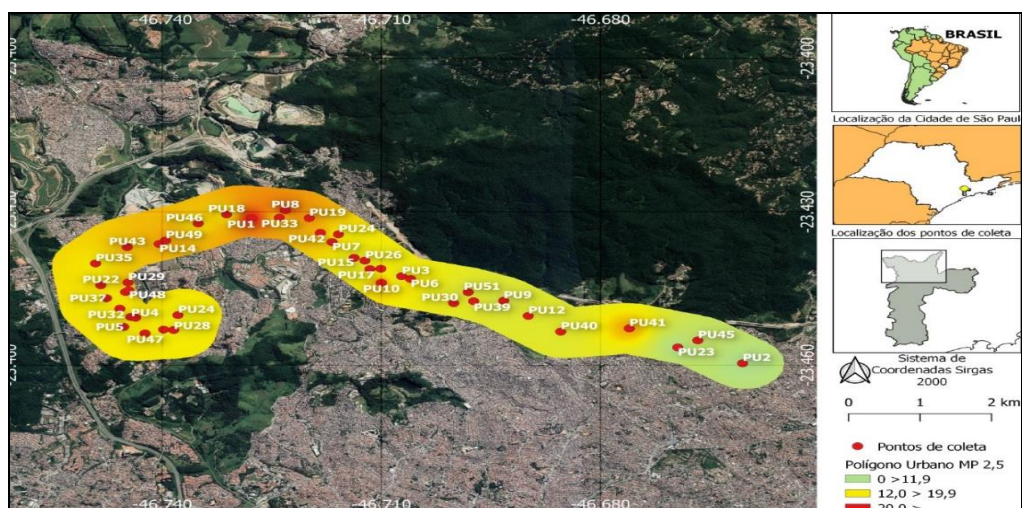
Por meio da plataforma i-Tree Canopy, foram amostrados 51 pontos geográficos situados no PV (Figura 3.2), e outros 51 situados no PU (Figura 3.3), totalizando 102 pontos aleatoriamente sorteados no mapa. Destes 102 pontos, só se conseguiu acessar 88, por dificuldade de acesso, 44 em PV e 44 em PU. As características das coberturas de solo visualizadas nestes pontos pelo software nas imagens do Google Earth foram utilizadas para o cálculo de estimativas de benefícios realizado pela plataforma. Esses benefícios compuseram uma das classes de dados quantitativos considerados nas análises produzidas neste trabalho. Os relatórios do i-Tree obtidos informam valores dos benefícios devidos à remoção dos seguintes poluentes: Monóxido de Carbono (CO), Dióxido de Nitrogênio (NO₂), Ozônio (O₃), Dióxido de Enxofre (SO₂), Material Particulado Inalável (MP₁₀) e Material Particulado Fino (MP_{2,5}). Nos mesmos locais desses 102 pontos, ou o mais próximo possível deles, foi feita uma série de medidas de campo, por meio do equipamento portátil multifuncional LKC-1000, de fabricação Temtop, completando o quadro de dados quantitativos utilizado

Figura 3.2: O Polígono Verde, PV, no Google Earth.



Fonte: Elaboração Própria.

Figura 3.3: O Polígono Urbano, PU, no Google Earth



Fonte: Elaboração Própria.

Portanto, esta análise é baseada em duas classes de dados: a primeira é composta pelos valores de concentração de poluentes obtidos pela medição direta, em campo, em 88 pontos escolhidos ao acaso; porém, tomando por base informações prévias de pontos de coleta fornecidas pelo i-Tree Canopy v.7. A segunda apresenta valores estimados dos benefícios (em termos de sequestro e armazenamento de carbono, remoção de poluentes do ar e hidrológicos) obtidos pela plataforma i-Tree Canopy v.7, ao analisar o PV e o PU em imagens geoprocessadas.

3.2. AS CONCENTRAÇÕES DE $MP_{2,5}$ E MP_{10}

O equipamento móvel multifuncional LKC-1000, de fabricação Temtop informa medidas de Material Particulado Inalável (MP_{10}) e Material Particulado Fino ($MP_{2,5}$), 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_{10}) e ao Material Particulado Fino ($MP_{2,5}$), que são os poluentes tratados, simultaneamente, nas duas ferramentas de levantamento de dados utilizadas. O levantamento *in loco* de MP é muito relevante, já que os MP estão relacionados pela Organização Mundial de Saúde – OMS, entre os poluentes mais prejudiciais à saúde humana (SHADDICK, et al., 2020).

Neste contexto, as discussões realizadas partiram das seguintes abordagens: (i) comparações entre médias de concentrações de Material Particulado $MP_{2,5}$ e MP_{10} , observadas em pontos no PV e no PU; (ii) pesquisas das relações entre a temperatura (T) e a umidade relativa do ar (UR) com as concentrações de MP e (iii) análise dos resultados obtidos em campo para o Índice de Qualidade do Ar (IQAr).

Ao se comparar as variações nas concentrações de MP entre o PV e o PU ou entre pontos ou segmentos com características distintas, dentro desses polígonos, o foco foi identificar diferenças que, conforme a literatura (SCIBOR, GALBARCZYK & JAZIENSKA, 2019), sejam capazes de provocar danos ou prejuízos significativos à saúde ou nas despesas com saúde das

populações submetidas aos teores observados. Nesse sentido, foram identificadas fontes emissoras relevantes de MP nas imediações de PV e PU e observados e discutidos os seus efeitos, em face das capacidades de remoção esperadas em cada situação.

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. As medidas foram realizadas em trajeto por automóvel, ao longo do qual, a temperatura aumentou constantemente e a umidade relativa reduziu (ii), também de forma constante. Portanto, as medidas de concentrações de MP foram obtidas em condições sistematicamente distintas de temperatura e umidade, o que ensejou uma análise específica das influências de T e UR observadas, em vista de extensa literatura disponível (HERNANDEZ et al., 2017; GAO et al., 2018 & ZHANG et al., 2015), inclusive os relatórios da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2020), que apontam o mês de janeiro como uma das épocas do ano em que se registram as menores concentrações de poluentes, em geral. No contexto da T e da UR, as concentrações de MP podem ter uma relação com a altura da Camada Limite Planetária – CLP (do inglês, Planetary Boundary Layer – PBL), que influencia a velocidade e direção dos ventos (CZERNECKI et al., 2017), sendo, portanto, importante fator na dissipação de poluentes, especialmente em áreas periurbanas.

O Índice de Qualidade do Ar no Estado de São Paulo é monitorado pela CETESB e toma como referência os poluentes e suas respectivas concentrações, conforme a Tabela 3.1. Este índice se baseia nos limites de curto prazo pois visa, especialmente, a prevenção de danos de curto prazo à saúde. Para cada poluente medido é calculado um índice, obtido por meio de uma função linear segmentada, que relaciona sua concentração ao valor do limite associado a cada faixa de gravidade, resultando em um número adimensional que exprime o IQAr, que, por definição, é o maior dos valores relativos entre as concentrações dos poluentes considerados. Dentre os poluentes analisados pela CETESB (Tabela 3.1), esta pesquisa deu mais ênfase aos MP.

3.3. BENEFÍCIOS DA INFRAESTRUTURA VERDE

Os relatórios do i-Tree obtidos informam valores dos benefícios devidos à remoção dos seguintes poluentes (I-TREE, 2021): Monóxido de Carbono (CO), Dióxido de Nitrogênio (NO₂), Ozônio (O₃), Dióxido de Enxofre (SO₂), Material Particulado Inalável (MP₁₀) e Material Particulado Fino (MP_{2,5}). Estes poluentes, em geral, são os que compõem as listas que definem qualidade do ar na maioria dos países, e no Brasil, como já indicado na Tabela 3.1. Portanto, uma análise dos benefícios pela remoção deles tende a ter forte correlação com os benefícios devidos à melhoria da qualidade do ar.

Tabela 3.1: Índices de Qualidade do Ar – IQAr utilizados pela CETESB.

Índice Qualidade do Ar (CETESB, 2020)									
Qualidade	Índice	MP ₁₀ (µg/m³) 24 h	MP _{2,5} (µg/m³) 24 h	O ₃ (µg/m³) 24 h	CO (ppm) 24 h	NO ₂ (µg/m³) 24 h	SO ₂ (µg/m³) 24 h	Fumaça (µg/m³) 24 h	Significado
N1 - Boa	0 - 40	0 - 50	0 - 25	0 - 100	0 - 9	0 - 200	0 - 20	0 - 50	
N2 - Moderada	41 - 80	> 50 - 100	> 25 - 50	> 100 - 130	> 9 - 11	> 200 - 240	> 20 - 40	> 50 - 100	<i>Pessoas de grupos sensíveis (crianças, idosos e pessoas com doenças respiratórias e cardíacas) podem apresentar sintomas, como tosse seca e cansaço. A população, em geral, não é afetada.</i>
N3 - Ruim	81 - 120	> 100 - 150	> 50 - 75	> 130 - 160	> 11 - 13	> 240 - 320	> 40 - 365	> 100 - 150	<i>Toda a população pode apresentar sintomas, como tosse seca, cansaço, ardor nos olhos, nariz e garganta. Pessoas de grupos sensíveis (crianças, idosos e pessoas com doenças respiratórias e cardíacas) podem apresentar efeitos mais sérios na saúde</i>
N4 - Muito Ruim	121 - 200	> 150 - 250	> 75 - 125	> 160 - 200	> 13 - 15	> 320 - 1130	> 365 - 800	> 150 - 250	<i>Toda a população pode apresentar agravamento dos sintomas, como tosse seca, cansaço, ardor nos olhos, nariz e garganta e ainda falta de ar e respiração ofegante. Efeitos mais graves à saúde de grupos sensíveis (crianças, idosos e pessoas com doenças respiratórias e cardíacas)</i>
N5 - Péssima	> 200	> 250	> 125	> 200	> 15	> 1130	> 800	> 250	<i>Toda a população pode apresentar sérios riscos de manifestações de doenças respiratórias e cardiovasculares. Aumento de mortes prematuras em pessoas de grupos sensíveis</i>

Fonte: (CETESB, 2020).

No i-Tree, os valores dos benefícios são informados em termos de quantidade de poluente removida e, também, em termos de valor monetário do benefício prestado, na moeda corrente do país onde é feita a pesquisa, tomando como referência os custos de outros processos de remoção dos poluentes e dos custos necessários para o restabelecimento da saúde da população prejudicada. Neste último caso, há pesquisas específicas em relação aos custos em despesas

médicas e hospitalares que podem ser confrontadas com as estimativas do i-Tree (MANTOVANI, et al., 2016).

Os cálculos e estimativas do i-Tree são feitos por um método de interpretação que associa imagens de coberturas de solo a dados estatísticos baseados em uma ampla base de dados, formada a partir da organização sistemática de dados acumulados, de áreas verdes urbanas e rurais em várias partes do mundo, ao longo de alguns anos (<https://canopy.itreetools.org>, 2021)./ Em vista de que a Mata Atlântica existente no PV e no PU pode ter suas particularidades, esta pesquisa possibilitou verificar se os valores dos benefícios estimados têm compatibilidade com os valores de concentração de poluentes constatados, sob dois aspectos: a verossimilidade dos valores dos benefícios e a relevância dos fluxos potenciais de remoção estimados frente aos teores observados, na prática.

A discussão sobre a relação entre os benefícios das áreas verdes do PV e do PU e as medidas de campo obtidas visa estabelecer se há uma relação realista entre estimativas e dados reais coletados. Um dos componentes deste trabalho é um exercício de cálculo que coloca estas duas classes de dados no mesmo cenário hipotético: a capacidade de remoção da estrutura verde disponível atuando sobre quantidades presentes de MP, calculados a partir dos dados de concentrações obtidos em campo para um volume de ar determinado, e verificando-se se as dimensões destas duas grandezas são influenciáveis entre si.

As considerações feitas neste estudo, a respeito da relevância dos benefícios da cobertura verde à qualidade do ar nas áreas urbanas limítrofes ao Corredor Norte, são baseadas na análise do confronto entre os dados reportados nos relatórios do i-Tree Canopy e as melhorias, possíveis e desejáveis, descritas na literatura.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

De forma geral, nesta seção serão apresentadas duas classes de dados obtidos para a área de estudo: (i) resultados dos dados in situ e (ii) resultados obtidos na Plataforma i-Tree Canopy.

4.1. MATERIAL PARTICULADO (MP): MP_{2,5} E MP₁₀

Na Tabela 4.1 são apresentados os dados de concentrações de $MP_{2,5}$ e MP_{10} das coletas “in situ”, 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.

Tabela 4.1: Concentrações de $MP_{2,5}$ e MP_{10} ($\mu\text{g m}^{-3}$) em áreas próximas ao Corredor Norte de São Paulo

Polígono Verde						
Cobertura	$MP_{2,5}$ ($\mu\text{g m}^{-3}$)			MP_{10} ($\mu\text{g m}^{-3}$)		
	Média/ Cobertura	Min	Max	Média/ Cobertura	Min	Max
Estrada Impermeável (ES)	$3,77 \pm$	3,0 PV1 e PV45	5,3 PV31	$6,30 \pm$	5,0 PV1 e PV45	8,9 PV31
Edifícios Impermeáveis (ED)	$3,97 \pm$	1,6 PV3	5,5 PV24	$6,60 \pm$	2,7 PV3	9,1 PV24
Outros Impermeáveis (OI)	$4,50 \pm$	Nd Nd	4,5 PV34	$7,00 \pm$	7,0 PV34	Nd Nd
Árvores/Arbustos (AA)	$3,86 \pm$	2,1 PV44	8,8 PV38	$8,36 \pm$	3,4 PV44	54,5 PV32
Solo/Solo Descoberto (SD)	$15,40 \pm$	Nd PV25 e PV21	15,4 PV14	$25,30 \pm$	Nd PV25 e PV21	25,3 PV14
Gramma/Herbácea (GH)	$5,33 \pm$	3,6 PV5	6,3 PV46	$8,63 \pm$	5,9 PV5	9,8 PV46
Média Geral		$4,2 \pm 2,0$			$8,1 \pm 2,0$	

Polígono Urbano						
Cobertura	$MP_{2,5}$ ($\mu\text{g m}^{-3}$)			MP_{10} ($\mu\text{g m}^{-3}$)		
	Média/ Cobertura	Min	Max	Média/ Cobertura	Min	Max
Estrada Impermeável (ES)	$14,10 \pm$	11,2 PU3	17,2 PU49	$23,34 \pm$	18,6 PU3	28,5 PU49
Edifícios Impermeáveis (ED)	$13,73 \pm$	6,8 PU2	23,2 PU1	$22,53 \pm$	11,1 PU23	38,5 PU1
Outros Impermeáveis (OI)	$16,80 \pm$	Nd Nd	16,8 PU14	$29,10 \pm$	Nd Nd	29,1 PU14
Árvores/Arbustos (AA)	$14,01 \pm$	10,3 PU9	17,6 PU10	$23,42 \pm$	17,5 PU9	28,6 PU41
Solo/Solo Descoberto (SD)	$18,55 \pm$	16,2 PU43	20,8 PU8	$31,70 \pm$	28 PU43	35,4 PU8
Gramma/Herbácea (GH)	$14,70 \pm$	Nd Nd	14,7 PU48	$23,90 \pm$	Nd Nd	23,9 PU48
Média Geral		$14,1 \pm 2,0$			$23,5 \pm 2,0$	

Conforme esperado, as concentrações para $MP_{2,5}$ e MP_{10} , apresentadas na Tabela 4.1, mostram os mais altos valores no PU. Esta constatação aponta na mesma direção que um importante pressuposto teórico deste trabalho, evidenciado em estudos prévios, segundo o qual, os espaços cobertos por árvores e arbustos, devido a sua eficácia em remover parte importante do material particulado em suspensão no ar (DAI et al., 2020; BOTTALICO et al., 2016; PUGH et al., 2012), tendem a ser, cada vez mais, utilizados em estratégias que visam a melhoria da qualidade do ar nas cidades (MARANDO et al., 2019).

Tanto para $MP_{2,5}$, como para MP_{10} , os mais altos valores foram medidos no PU1. Este ponto se localiza a aproximadamente, 400 metros 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 4.2, que apresenta a razão entre os níveis em PU e seus pontos correspondentes em PV ($MP_{2,5}PU/MP_{2,5}$ e $MP_{10}PU/MP_{10}PV$).

Tabela 4.2: Razões (PU/PV) entre valores de concentrações para $MP_{2,5}$ e MP_{10} em áreas próximas ao Corredor Norte.

Cobertura	$MP_{2,5}$		MP_{10}	
	Min	Max	Min	Max
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
Razões entre as Médias	3,36		2,9	

Em geral, pode-se verificar que os teores de material particulado no PU são mais de três vezes maiores do que no PV (Tabela 4.2). Chama a atenção o valor 0,52; ou seja, a concentração máxima de MP_{10} no PU foi menor que no PV (Tabela 4.2). Esse resultado decorre de que no PV32, a medida experimental para MP_{10} foi $54,5 \mu g m^{-3}$, 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 4.1 e 4.2) 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 (WANG et al., 2020; PRZYBYSZ et al., 2018 & LODHI et al., 2009). 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 4.2, 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 e NICODEMO & PRIMAVESI, 2009). Também na Tabela 4.2 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 4.1, pode-se verificar que as médias dos teores no PV e PU apontam para diferenças de $(14,1 - 4,2) = 9,9 \mu\text{g m}^{-3}$ e $(23,5 - 8,1) = 15,4 \mu\text{g m}^{-3}$, para $\text{MP}_{2,5}$ e 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 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 4.1), 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 (DAI et al., 2020 & DEYOUNG, 2016).

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, ASHWORTH, MACKENZIE, 2020; MISHRA,

2018; SONG et al., 2017). 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 (BADACH et al., 2020; KIM & LEE, 2018), especialmente se visam mitigação de danos utilizando infraestrutura verde: a variedade, a morfologia, a disponibilidade e a adaptabilidade das espécies (BARWISE & KUMAR, 2020), são fundamentais. Além disso, também devem ser necessariamente incluídos, um elenco de cenários de projetos para vários tipos poluentes, dados meteorológicos e suas influências nas suas concentrações (MARQUES et al., 2019) bem como as normas vigentes.

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 (US-EPA, 2012). Por exemplo, o valor da média da concentração de $MP_{2.5}$ no PV, que é $4,2 \mu g m^{-3}$, está bem abaixo do limite anual da US-EPA, considerada como uma das mais importantes agências ambientais do mundo, e adota, para o $MP_{2.5}$ o limite de $12 \mu g m^{-3}$ (para 24 h, esta agência adota $35 \mu g m^{-3}$). Como outro exemplo, a China define em $15 \mu g m^{-3}$ o valor de referência anual para $MP_{2.5}$ (CAO et al., 2013). Por outro lado, a média dessa concentração no PU, que é de $14,1 \mu g m^{-3}$, ultrapassa a recomendação da agência americana e fica próxima ao recomendado pela China.

Cabe salientar que todas as médias apresentadas na Tabela 4.1 estão abaixo dos limites locais anuais, estabelecidos pelo CONAMA e adotados pela CETESB, que são $20 \mu g m^{-3}$ para $MP_{2.5}$ e $40 \mu g m^{-3}$ para MP_{10} (Tabela 4.3). Quanto às máximas (Tabela 4.1), por se tratar de teores extremos, cabe a comparação com os limites locais para 24 horas, que são $60 \mu g m^{-3}$ para $MP_{2.5}$ e $120 \mu g m^{-3}$ para MP_{10} . Também se constata que todos os valores máximos mostrados na Tabela 4.1 se submetem aos limites locais para 24 horas.

No Brasil, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) estabelece uma escala progressiva (CONAMA-MMA, 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 PM_{2,5} e PM₁₀ (CONAMA-MMA, 2018).

Poluente	Período de Referência	PI-1	PI-2	PI-3	PF
		µg m ⁻³	µg m ⁻³	µg m ⁻³	µg m ⁻³
MP _{2,5}	Anual	20	17	15	10
	24 horas	60	50	37	25
MP ₁₀	Anual	40	35	30	20
	24 horas	120	100	75	50

Assim, a situação do PU, de confortável submissão aos limites brasileiros estabelecidos, não aconteceria, se os limites adotados fossem os das colunas mais rigorosas (Tabela 4.3) da resolução (CONAMA-MMA, 2018) ou os padrões adotados por outros países, como a China, onde a questão ambiental está extremamente dinâmica nos últimos anos, ou mesmo os valores da US-EPA, como já mencionado, uma agência reconhecida internacionalmente.

Quanto ao MP₁₀, 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; JO; LEE, 2018), fazem sérias advertências sobre os perigos da “poeira de sílica”, presente no MP₁₀, 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; FURTADO; SOUZA, 2018 & LUZ; LINS; COELHO, 2008).

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 lúpus, escleroses, doenças autoimunes e várias modalidades de cânceres (INCA, 2018). Entre outras recomendações de saúde, são mencionadas diversas providências para de eliminar a presença dessa substância no ar: sua coleta próxima à fonte, seu aproveitamento como produto adicional, destinado à formulação de misturas de concreto, processos de filtragem, umidificação, ventilação,

isolamentos, monitoramento, entre outros (MENOSSSI et al., 2010). Estas advertências justificam a cautela do CONAMA (Resolução Conama n. 491, de 19 de novembro de 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.

Porém, vale destacar que mais do que atender aos limites das normas estabelecidas por agências ambientais, e aos impactos na saúde apontados por Mantovani et al. (2016), Xue et al. (2020) e Mahapatra et al. (2020), é importante considerar a partir de quais valores de concentrações, o MP começa causar prejuízos. Nesse sentido, para Mantovani et al. (2016), Xue et al. (2020) e Mahapatra et al. (2020), a variação até $10 \mu\text{g m}^{-3}$ deveria ser considerada como referência. Este ponto é relevante pois faz emergir uma questão com aspectos econômicos, ao se confrontar os benefícios sociais e econômicos da boa qualidade do ar versus os custos de redução dos índices de MP, que são cada vez mais elevados quanto menores os limites aplicados (KUNUGI, et al., 2018). Analisando a questão por outro prisma, ainda há trabalhos como, por exemplo, de Menossi et al., 2010, que argumentam ecologicamente e economicamente, neste caso, a favor do benefício social do uso do pó de brita em relação à areia, na composição do concreto para a construção: o uso da areia causaria grande prejuízo aos cursos d'água, e o pó de brita seria um produto ecologicamente benéfico e de baixo custo, dado que é subproduto da brita, esta sim, imprescindível. No contexto de um problema multidisciplinar, Kunugi, et al., 2018 propõem uma abordagem integrada, com os aspectos de saúde, moradia social, ecológicos e econômicos sendo harmonizados.

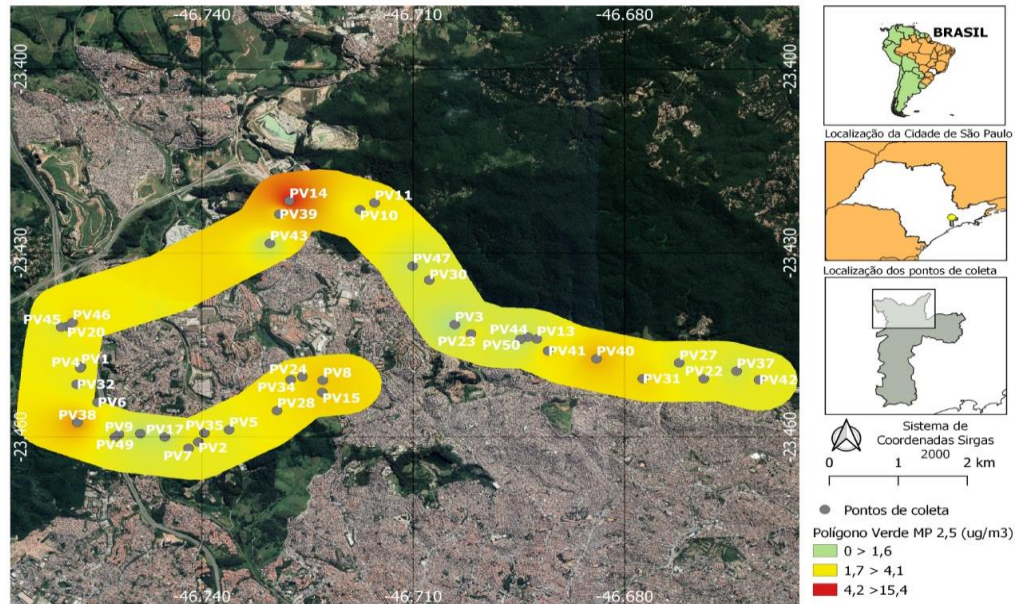
Com intuito de implementar um elenco de soluções para exigências de qualidade do ar cada vez maiores, específicas, porém integradas a outras questões envolvidas, estudos realizados em grandes centros urbanos têm observado e analisado a eficácia com que as estruturas verdes, de diferentes composições e morfologias, atuam como elementos viáveis de adequação da qualidade ambiental, à saúde e ao bem estar humanos, especialmente nos quesitos referentes à remoção de MP (NOWAK, CRANE & STEVENS, 2006; NGUYEN et al., 2014; ZHOU et al., 2019; RIONDATO et al., 2020;). Há pesquisas, ainda, que propõem medidas que não envolvem diretamente as infraestruturas verdes para prevenir situações mais extremas como as observadas em PV32 e PU1 (Tabelas 4.1 e 4.2). Hewitt, Ashworth e MacKenzie, 2020 afirmam que o uso da

infraestrutura verde depende muito do contexto e deve vir em terceiro lugar, após: (1º) a redução das emissões e (2º) a ampliação da distância entre as fontes e os receptores.

Nas Figuras 4.1 a 4.4, que se seguem, são apresentados os pontos de medição das concentrações de $MP_{2,5}$ e MP_{10} no PV e no PU. De uma maneira geral, através da observação visual dessas figuras, dois trechos, em ambos os corredores, chamam a atenção: (i) no quadrante noroeste das figuras, entre os meridianos -46,710 e -46,740, e os paralelos -23,400 e -23,430 (PV14 e PV39) por apresentarem concentrações maiores de MP e estarem próximos às áreas de mineração de brita (ALMEIDA, 1999; GAUTAM, PATRA & PRUSTY, 2012), que também são próximos a um canteiro de obras da construção do Rodoanel (FERRAZ, 2020; BARIKAYEVA, NIKOLENKO & IVANOVA, 2018) e trechos que apresentaram concentrações menores de MP; ou seja, as extremidades a leste de PV e PU, portanto, mais distantes das áreas de mineração. As observações visuais são ainda mais evidentes nas Figuras 4.2 e 4.4, que se referem ao PU.

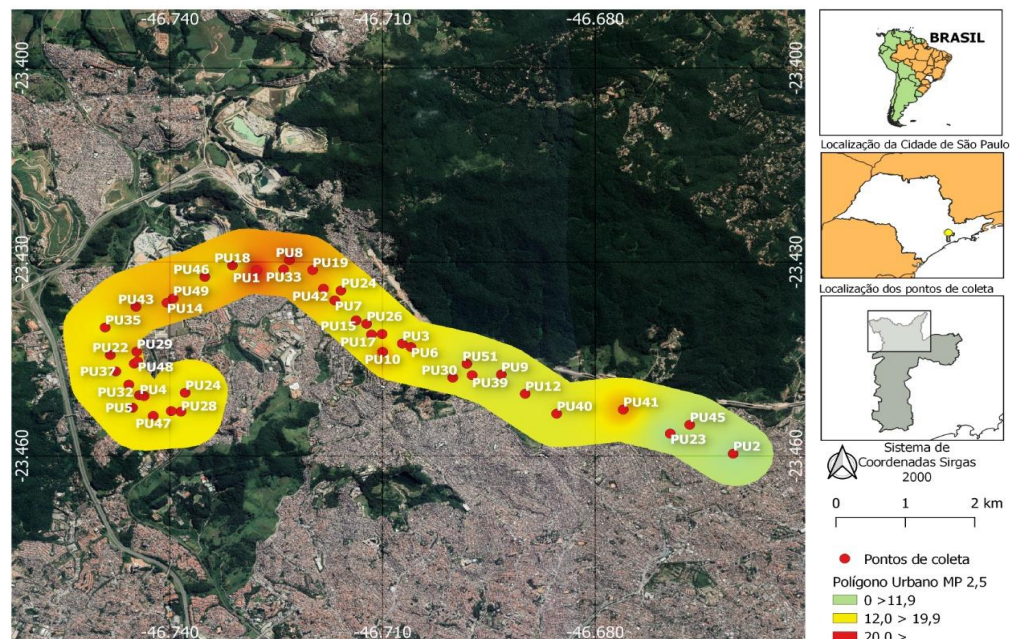
A partir do comportamento das concentrações de MP observados nos mapas de distribuição especial (Figuras 4.1 a 4.4), entendeu-se oportuno que fosse feita uma análise mais específica, para alguns pontos de coleta, tanto no PV como no PU. Assim, identificou-se os cinco (5) pontos de cada corredor, mais distantes da área de mineração (Tabela 4.4), destacando-se neste intervalo, as concentrações máximas e mínimas e valores médios de MP. Também foram escolhidos cinco (5) pontos de cada corredor, mais próximos à mineração, apresentando-se as concentrações máximas e mínimas e valores médios de MP, para os trechos definidos (Tabela 4.5).

Figura 4.1: MP_{2,5}- pontos de medição do Polígono Verde com a indicação, em cores, das respectivas faixas de valores das concentrações.



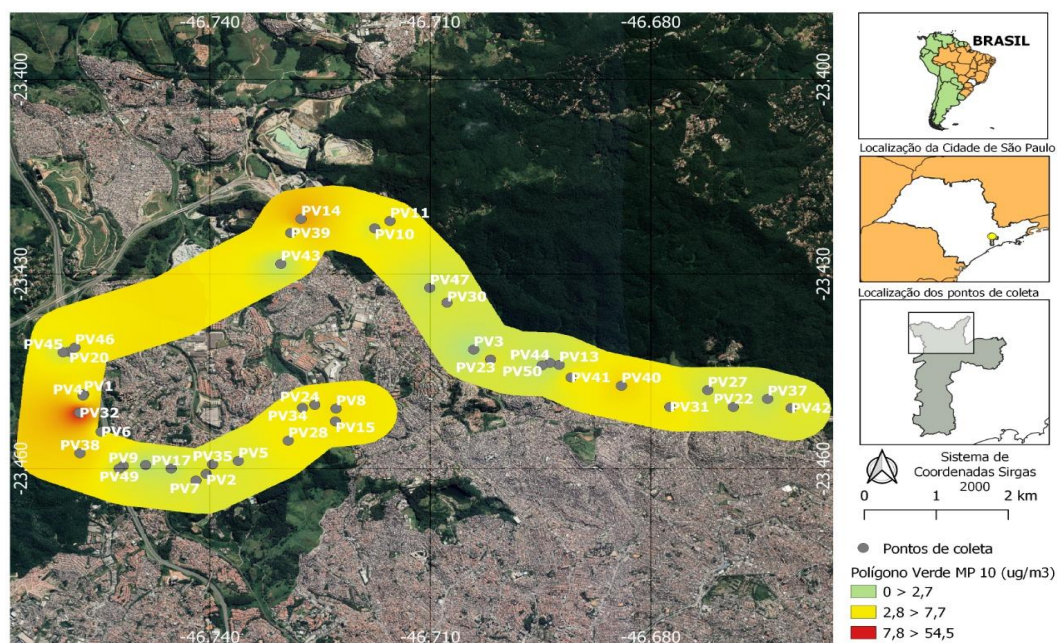
Fonte: Elaborado pelo Autor

Figura 4.2: MP_{2,5}- pontos de medição do Polígono Urbano com a indicação, em cores, das respectivas faixas de valores das concentrações.



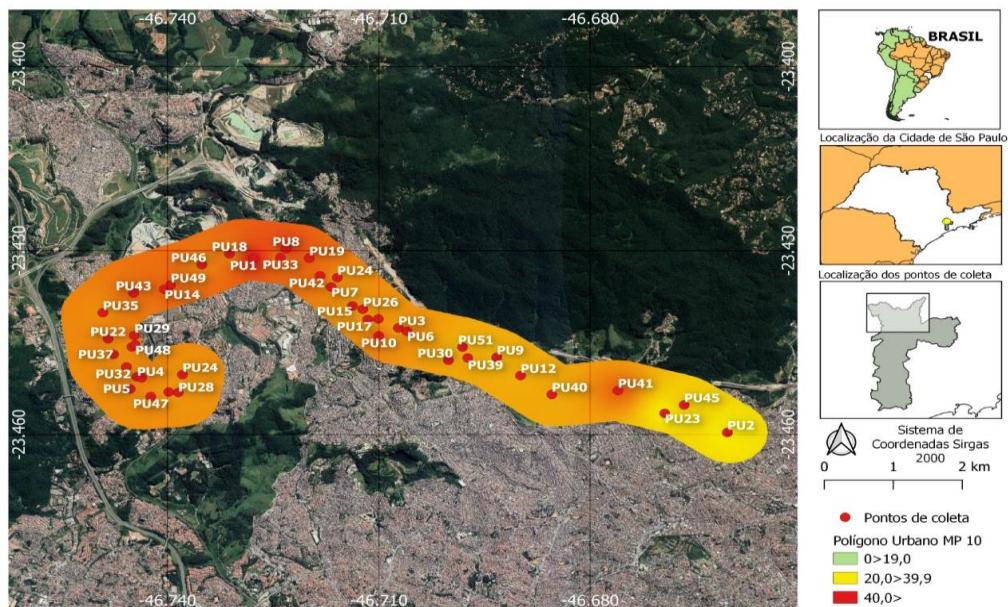
Fonte: Elaborado pelo Autor

Figura 4.3: MP₁₀- pontos de medição do Polígono Verde com a indicação, em cores, das respectivas faixas de valores das concentrações.



Fonte: Elaborado pelo Autor

Figura 4.4: MP₁₀- pontos de medição do Polígono Urbano com a indicação, em cores, das respectivas faixas de valores das concentrações.



Fonte: Elaborado pelo Autor

Tabela 4.4: Concentrações de MP_{2,5} e MP₁₀ nos 5 pontos mais distantes das áreas de mineração.

Polígono Verde ($\mu\text{g m}^{-3}$)			Polígono Urbano ($\mu\text{g m}^{-3}$)		
Pontos	MP _{2,5}	MP ₁₀	Pontos	MP _{2,5}	MP ₁₀
22	3,8	5,9	2	6,8	11,3
27	3,5	5,2	23	7,0	11,1
31	5,3	8,9	40	11,9	20,0
37	2,9	4,4	41	17,0	28,6
42	3,7	6,4	45	8,7	15,0
Média	3,84	6,08	Média	10,28	17,20
Máx.	5,3	8,9	Máx.	17,20	28,6
Mín.	2,9	4,4	Mín.	6,8	11,1

Tabela 4.5: Concentrações de MP_{2,5} e MP₁₀ nos 5 pontos mais próximos das áreas de mineração.

Polígono Verde ($\mu\text{g m}^{-3}$)			Polígono Urbano ($\mu\text{g m}^{-3}$)		
Pontos	MP _{2,5}	MP ₁₀	Pontos	MP _{2,5}	MP ₁₀
10	3,6	6,1	1	23,2	38,5
11	4,9	8,6	8	20,9	35,4
14	15,4	25,3	18	14,2	24,4
39	5,2	7,8	19	17,9	29,7
43	2,4	3,9	33	15,0	25,4
Média	6,30	10,35	Média	18,24	30,68
Máx.	15,4	25,3	Máx.	23,2	38,5
Mín.	2,4	3,9	Mín.	14,2	24,4

Ao se calcular as razões entre as médias dos pontos próximos à mineração - MP_p (Tabela 4.5) e as médias dos pontos distantes à mineração – MP_d, (Tabela 4.4), obteve-se as razões indicadas na Tabela 4.6.

Tabela 4.6: Razões entre as médias dos pontos próximos e mais distantes das áreas de mineração.

Área	MP _{p2,5} /MP _{d2,5}	MP _{p10} /MP _{d10}
PV	1,64	1,70
PU	1,77	1,78

5.

Note-se que as razões no PV são menores do que os correspondentes no PU (Tabela 4.6).

Quanto menor o valor desta razão, significa que a área tende a ser mais imune às variações de concentração, portanto, possuindo capacidade para dissipar ou remover MP com mais eficiência. Neste caso, a expectativa era de que as razões no PV fossem ainda menores, demonstrando uma diferença mais significativa entre PV e PU neste quesito (NOWAK et al., 2018; MARANDO et al. 2016), o que não ocorreu.

Há uma explicação razoável para que a expectativa acima não tenha sido plenamente atingida: ocorre que os valores obtidos no PV14 (15,4 e 25,3) foram mais de três vezes acima da média dos demais valores do grupo (4,05 e 6,66- respectivamente). Uma medida tão alta no PV14 acontece porque situam três fontes importantes de MP muito próximas deste ponto de medição: (i) uma mineração de brita a menos de 100 metros (outras quatro a menos de 500 metros); (ii) uma rodovia intermunicipal de intenso movimento (SP- 332), defronte; (iii) um canteiro de obras do Rodoanel, de aproximadamente 1 Km², temporariamente desativado, porém em área de solo descoberto, a menos de 50 metros de distância. Trata-se de eventos consolidados na área. As situações ocorrem em uma porção bastante degradada da floresta, na fronteira do Parque Estadual da Cantareira. Portanto, as medidas realizadas no PV14, mesmo podendo ser considerado um outlier no conjunto de dados, devem ser levadas em consideração, por refletir a realidade das atividades locais que contribuem para o incremento de MP.

Mesmo feita a ressalva do parágrafo acima, e constatada a tendência de que o PV, por sua maior capacidade de remoção, seja mais imune a variações positivas dos teores de MP, o fato de os valores das razões serem relativamente próximos entre si, e não serem muito elevados (< 2), sugere que se discuta as características que tornam a ação removedora de MP, na região próxima às minerações, mais eficaz do que na extremidade leste de PV e PU.

Dentre as características pesquisadas, conforme indicado por Nowak et al. (2018) as que influenciam na capacidade de remoção de partículas, em determinada área, são a própria concentração dos poluentes e a velocidade dos ventos. Com esses parâmetros, a partir da Equação (1), é possível estimar a velocidade de remoção, ou fluxo de remoção, de determinado poluente (NOWAK et al., 2018).

$$F = V_d \times C \quad \text{(Equação 4.1)}$$

Onde: F: fluxo de remoção, em ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$);

V_d : velocidade do vento (e da partícula), em (m h^{-1});

C: concentração do poluente, em ($\mu\text{g m}^{-3}$).

De acordo com a Equação (4.1), a remoção do poluente é diretamente proporcional à concentração do poluente e à velocidade do vento. Estudos indicam que essas variáveis tendem a ter valor mais elevado nas áreas abertas (YANG et al., 2020; LI et al., 2019; TORRES & MARTINS, 2005); como é o caso do PV14, com minerações a céu aberto e o canteiro de obras do Rodoanel. Portanto, assim como as emissões são muito maiores nesta área, sua remoção também é mais rápida.

A Tabela 4.6 indica que as razões entre as médias das cinco (5) maiores medidas e das cinco (5) menores, dentro de um mesmo polígono, PU ou PV, são valores próximos de 1,70 (1,64 a 1,78). No contexto, estes valores são significativamente menores do que as razões entre as médias correspondentes do PU e do PV ($MP_{pu2,5}/MP_{pv2,5} = 3,36$ e $MP_{pu10}/MP_{pv10} = 2,90$); ou seja, considerando todos os pontos de medição. Portanto, as variações entre grupos de medidas extremas dentro de um dos polígonos, PU ou PV, são muito menos significativas do que as variações observadas em medidas de um polígono para outro. Esse comportamento sugere que a proximidade de uma massa significativa de Mata Atlântica, como é a do Corredor Norte, influenciou mais os valores médios das concentrações de MP coletados do que o conjunto de fontes emissoras formado pelas pedreiras, pela construção do Rodoanel e pelo movimento da rodovia SP-332. Isto ocorre porque, além da velocidade de remoção do MP da área, há outros fatores, relacionados à floresta, que influenciam na queda dos teores de MP das áreas mais próximas: destaca-se o fator retenção definitiva de parte do MP pelas superfícies das folhas da infraestrutura verde da Mata Atlântica, que complementa o serviço de limpeza do ar que fora iniciado pela ação dos ventos (BARWISE; KUMAR, 2020, LIU; YU; ZHANG, 2015 & PUGH et al., 2012).

Porém, a significativa variação das concentrações, no conjunto de dados (Figuras 4.1 a 4.4), sugere que as características da Mata ao longo dos PV e PU não são uniformes. Portanto, os diferentes teores de poluentes podem ocorrer em função da diversidade das fisionomias da Mata

e, também, em função do processo de perdas de floresta e alterações ao longo de um histórico de ocupação pelo crescimento pouco planejado da área urbana (PMMA-SP, 2017). Vários fatores inerentes às características da infraestrutura verde podem alterar sua capacidade de remoção de $MP_{2,5}$ e de MP_{10} , dentre os quais o porte das plantas (ABHIJITH & KUMAR, 2019), a morfologia das folhagens, a geometria e a estrutura da infraestrutura (LIU, YU & ZHANG, 2019). Também, as taxas de deposição na vegetação são muito mais altas do que em superfícies construídas, concretadas, as mais comuns no PU (PUGH, MACKENZIE, WHYATT & HEWITT, 2012).

Há de se considerar ainda os fatores meteorológicos que influenciam nas concentrações de $MP_{2,5}$ e de MP_{10} . Além da velocidade do vento, já indicada por Nowak et al. (2008), sua direção, a temperatura, a pressão do ar, a umidade relativa e as correlações entre tais variáveis, têm sido observados e se verificou que podem ser variáveis decisivas em alguns pontos de medição (YANG et al., 2020). Inclusive, podem existir relações causais e efeitos combinados entre partículas e fatores meteorológicos (NICODEMO & PRIMAVESI, 2009 e YANG et al., 2020).

Existe, portanto, a necessidade de uma abordagem holística e multidisciplinar para que as decisões tomadas na gestão de infraestruturas verdes, especialmente de grande porte, como o Corredor Norte de São Paulo, como elemento de gestão urbana, sejam baseadas em evidências cientificamente comprovadas (PMMA-SP, 2017; KUMAR et al., 2019), a fim de atingirem os resultados planejados, especialmente em relação à melhoria da qualidade do ar.

4.2. INFLUÊNCIA DE FATORES METEOROLÓGICOS

Parâmetros meteorológicos influenciam a capacidade de dispersão dos poluentes atmosféricos (LI et al., 2019; ARKOULI et al., 2010). Há estudos envolvendo a análise dos padrões de circulação em macroescala que permitiram a identificação de relações sazonais entre campos atmosféricos. Algumas dessas relações favorecem a ocorrência de altas concentrações de MP, bem como, por outro lado, de situações que teoricamente contribuem para a rápida melhoria da qualidade do ar. Concentrações mais altas de MP podem ser uma reação à redução na temperatura do ar combinada com a redução simultânea da altura da Camada Limite Planetária –

CLP (do inglês, Planetary Boundary Layer – PBL), que influi na velocidade média e na direção do vento dominante (CZERNECKI et al., 2017).

A Camada Limite Planetária – CLP, por ser a parte mais baixa da atmosfera, variando entre 100 e 2.000 m acima da superfície do solo (ABAYOMI et al., 2013), tem seu comportamento e propriedades diretamente influenciados pela topografia e a natureza da superfície terrestre. As alturas climatológicas vão, tipicamente, até 1 km durante o dia e até 0,5 km à noite, em estudos feitos para os EUA e Europa. Os padrões sazonais diurnos e noturnos diferem; as alturas diurnas são maiores no verão do que no inverno, mas as alturas noturnas são maiores no inverno. O fluxo de vento nesta camada é tipicamente turbulento e mais propenso à remoção de MP. Esta dinâmica responde às forças da superfície, como temperatura, força de arrasto, umidade e complexidade ecológica. Essas forças são importantes para afetar os padrões climáticos e a taxa de troca de MP entre a CLP e a atmosfera livre acima dela (SEIDEL et al., 2010). Também há trabalhos (MAKAR et al., 2017) que mostram a influência da vegetação na química da atmosfera, especialmente na CLP.

No contexto dessa visão de múltiplas interações, esta seção apresenta os mapas com as distribuições espaciais, das medidas in situ, de temperatura (T °C) e de umidade relativa do ar (% UR), tanto para o PV como para o PU. Os dados foram obtidos concomitantemente às medições de MP.

As distribuições espaciais das temperaturas e umidades relativas registradas, durante as medições de MP, em PV (Figuras 4.5 e 4.6) e em PU (Figuras 4.7 e 4.8) apontam significativas variações ao longo tanto de PV como de PU. Durante a coleta, observou-se que as temperaturas mantiveram razoável correlação positiva com o horário em que foram realizadas. A primeira medida, realizada às 6:00 h, no PV, resultou em 27°C, e a última, realizada às 11:38 h e acusou 38°C. Já no PU, a primeira medida, às 6:00 h, apontou 28°C, e a última, às 11:30 deu 35°C. O mesmo comportamento pode ser observado para a UR, com a ressalva de que os percentuais de UR mantiveram correlação negativa em reação às temperaturas e aos horários. Portanto, os mais baixos valores de UR coincidem com os trechos que apresentaram as maiores temperaturas, tanto no PV como no PU.

Considerando-se que as escalas de cores das figuras referentes às temperaturas são crescentes a partir do verde para o vermelho e que as das figuras referentes às umidades relativas, ao contrário, são crescentes a partir do vermelho para o verde, tem-se que os mapas das temperaturas (Figuras 4.5 e 4.7) e os das UR (Figuras 4.6 e 4.8), para um mesmo polígono, resultaram em imagens muito semelhantes, como se pode ver abaixo.

Além destas observações, pode-se afirmar que os dados dos pontos em cor mais esverdeada foram coletados de manhã mais cedo e os dados dos pontos em cor mais avermelhada foram coletados em horários mais próximos do meio-dia, para PV e para PU.

Nesse sentido, se verifica que as temperaturas mais altas no PV (acima de 30 °C) foram medidas na porção mais a leste do mapa (Figura 4.5), onde também se verificaram as menores umidades relativas (Figura 4.6). Constatação análoga se faz em relação ao PU, através da observação das Figuras 4.7 e 4.8, porém em sentido inverso, pois o trajeto percorrido no PU também ocorreu no sentido inverso.

Comparando-se as Figuras 4.5 e 4.6 com as Figuras 4.1 e 4.3 (todas do PV), que mostram medidas de MP_{2,5} e MP₁₀, se destacam os pontos PV22 e PV37 por suas altas temperaturas e baixas concentrações: 3,8 e 2,9 para MP_{2,5} e 5,9 e 4,4 para MP₁₀, respectivamente. Já os pontos PV8 e PV15 se destacam por suas baixas temperaturas e concentrações mais altas: 6,1 e 5,7 para MP_{2,5} e 10,2 e 9,0 para MP₁₀. Este contraste é explicado pela teoria que relaciona as variações das concentrações de MP ao funcionamento da CLP nas regiões desses pontos: maiores alturas de CLP combinadas com temperaturas mais altas facilitam a dispersão de MP (LI et al., 2019; CZERNECKI et al., 2017). Estas constatações também parecem sugerir que a proximidade da floresta, quando associada a uma elevação de temperatura, especialmente na proximidade de uma fonte de MP, aumenta o fluxo de sua remoção.

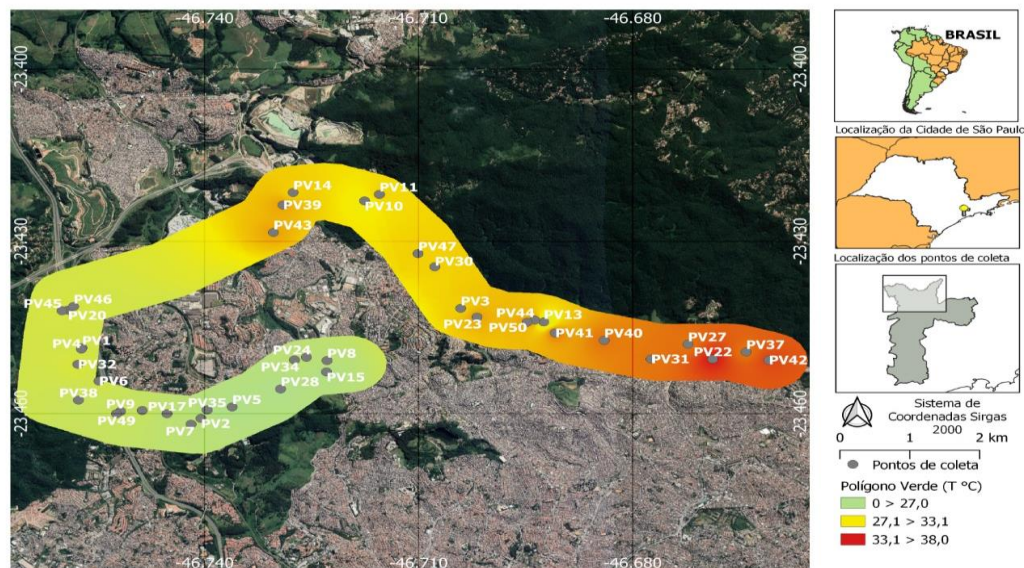
Há teorias que sugerem que o aumento de temperatura favoreça a elevação das partículas até certa altura, especialmente em áreas mais abertas, de onde poderiam ser empurradas pelo vento para uma área florestal, mais fria, onde essas partículas se precipitariam e acabariam por ser removidas do ar através da sua deposição na folhagem, onde teriam uma tendência maior a permanecer (NICODEMO & PRIMAVESI, 2009). Segundo a teoria, este processo seria muito mais provável em áreas com as características do PV, próximas a amplos espaços abertos, como a

construção do Rodoanel e, ao mesmo tempo, vizinhas de grandes massas florestais, como a Cantareira. A aplicabilidade desta teoria também dependeria da velocidade e da direção do vento, fatores ressaltados em outros estudos (TORRES & MARTINS, 2005). Estudos envolvendo o conceito da CLP, inclusive para fins aeronáuticos (SKYBRARY, 2020), ao descrever estas dinâmicas, parecem bem se ajustar a estas teorias para explicar o fenômeno observado: as mesmas turbulências a serem evitadas na aeronáutica são bem vindas como fatores relevantes para a dispersão de MP.

Vale assinalar que os efeitos das temperaturas sobre as concentrações de MP podem ser influenciados pelas umidades relativas (SANTOS et al., 2016). Esta associação de fatores, entretanto, não foi observada no PV, nesta coleta de dados.

Por outro lado, na observação comparativa das Figuras 4.7 e 4.8 com as Figuras 4.2 e 4.4, todas relativas ao PU, destacam-se os pontos PU8 e PU20 por suas altas temperaturas e altas concentrações: 20,9 e 16,0 para $MP_{2,5}$ e 35,4 e 26,9 para MP_{10} , respectivamente. Também chamam a atenção os pontos PU₂ e PU₂₃, por suas baixas concentrações em temperaturas

Figura 4.5: Mapa dos pontos de medição do Polígono Verde com a indicação, em cores, das respectivas faixas de valores das temperaturas nos momentos das medições

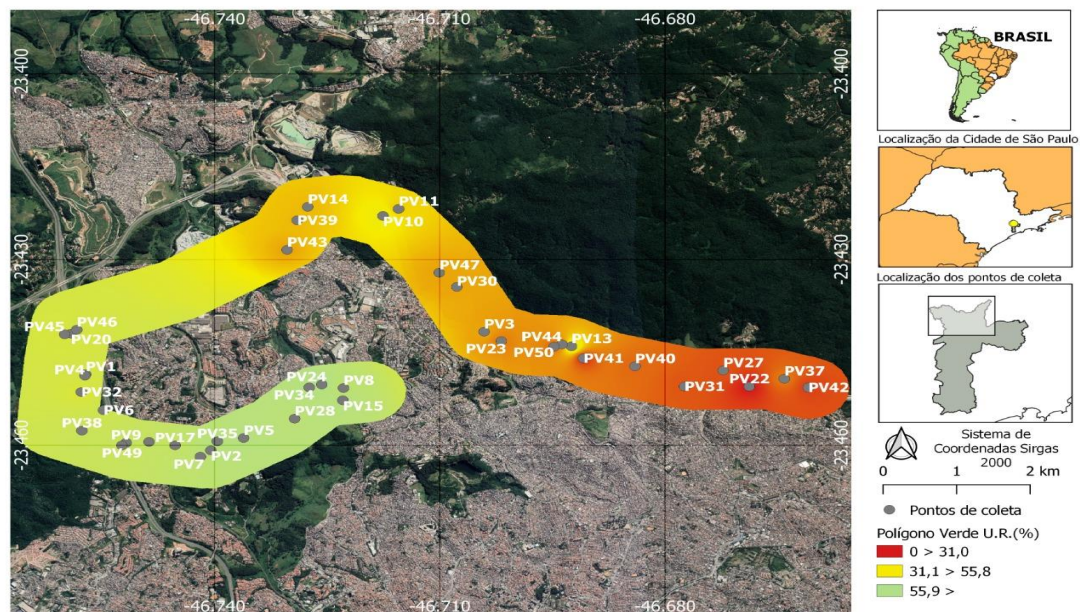


Fonte: Elaborado pelo Autor

relativamente mais baixas: 6,8 e 7,0 para $MP_{2,5}$ e 11,3 e 11,0 para MP_{10} . Portanto, ao se verificar que as concentrações desses pontos não são casos excepcionais, constata-se que, no PU, as variações de temperatura produziram resultados diferentes dos observados no PV. A situação que se observa na área do PU, tipicamente urbana, parece ser influenciada por um fragmento da CLP com características muito diferentes da CLP no PV, ou estar mais alinhada a outras teorias, mais afetas a áreas fortemente urbanizadas, e pouco arborizadas, inclusive aplicáveis a grandes centros urbanos em regiões desérticas (ABUELGASIM & FARAHAT, 2020; KADI, 2014).

Há estudos que associam as altas concentrações ao aumento exponencial das emissões quando a temperatura cai (NAM; et al., 2010), como também as que afirmam que as taxas de remoção de MP no ar são muito mais baixas em áreas cobertas apenas por superfícies construídas, duras e impermeáveis (PUGH et al., 2012). Nas medições realizadas no PU, se nota que as UR mais altas se associam a concentrações mais altas, tanto de $PM_{2,5}$ como de PM_{10} .

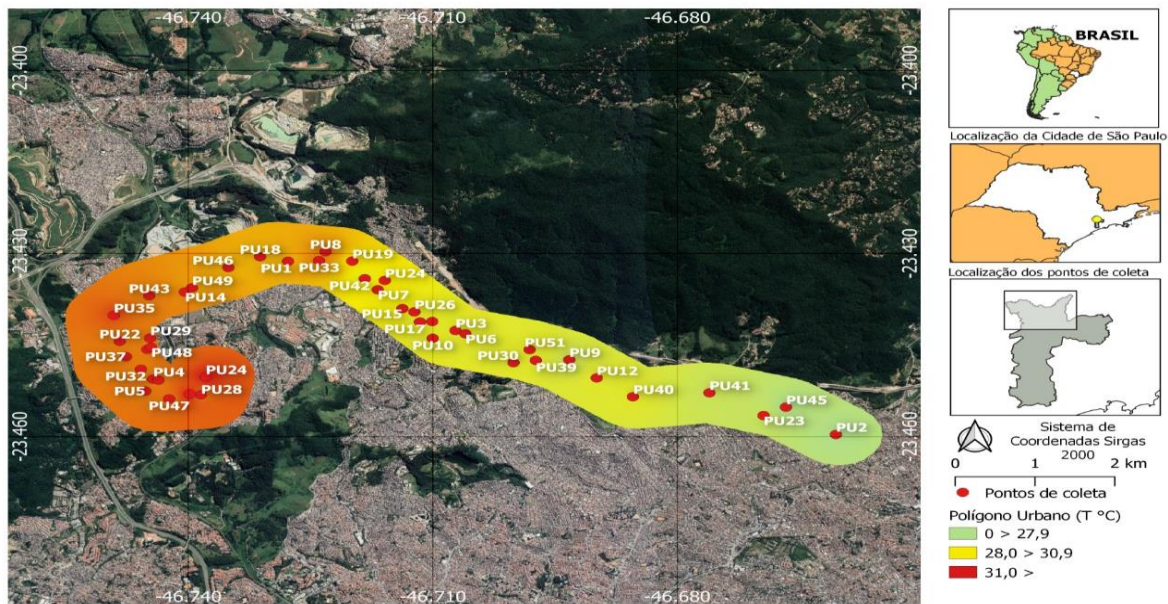
Figura 4.6: Mapa dos pontos de medição do Polígono Verde com a indicação, em cores, das respectivas faixas de valores das UR nos momentos das medições



Fonte: Elaborado pelo Autor

Esta constatação se justifica, já que vários estudos apontam que os efeitos da temperatura nas concentrações de $MP_{2,5}$ e MP_{10} , em áreas muito urbanizadas, podem estar associados aos efeitos da UR do ar (LIU, ZHOU & LU, 2020; HERNANDEZ, BERRY, WALIS & POYNER, 2017). Nas coletas realizadas para esta análise, as UR medidas no PU, em horários correspondentes, no dia 11/01, se mantiveram em mais de 10% mais altas do que no PV (no dia 04/01), tendo variado de 67 a 49% no PU, contra 57 a 31% no PV. Este fenômeno pode ser explicado pelo fato de que, na data da coleta, o PU amanheceu ainda bastante molhado pela forte chuva da madrugada. Esta umidade superficial foi se evaporando no decorrer do procedimento de coleta de dados, enquanto a temperatura aumentava. Compilação de dados de trinta (30) anos sobre distribuição espacial da chuva mensal e anual no território do município de São Paulo (MARCUIZZO, 2016), mostram que a área focada neste estudo é uma das áreas do município que recebem maior precipitação durante os meses de verão, e menor nos meses de inverno. No mesmo estudo se verifica que as regiões do município que recebem menor precipitação anual são as regiões mais construídas e com menor percentual de cobertura verde.

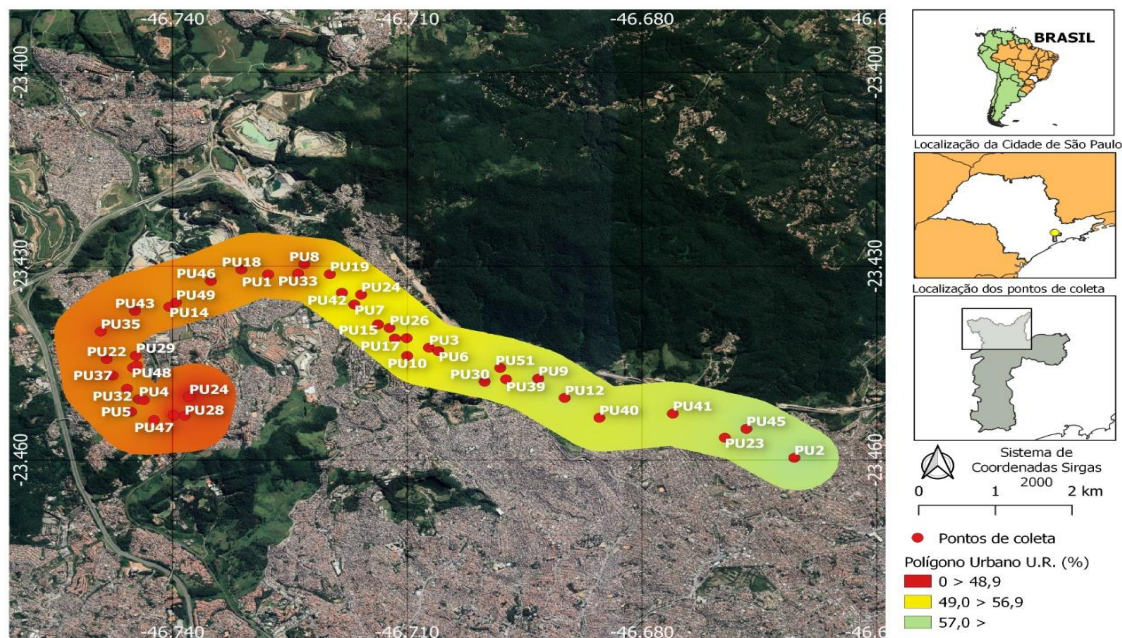
Figura 4.7: Mapa dos pontos de medição do Polígono Urbano com a indicação, em cores, das respectivas faixas de valores das temperaturas nos momentos das medições



Fonte: Elaborado pelo Autor

Portanto, esta análise não identificou a existência de uma teoria que apresentasse um enunciado abrangente o suficiente, que explicasse os valores dos dados de concentrações de $MP_{2,5}$ e MP_{10} obtidos. Há trabalhos que constataram a existência de correlações negativas entre UR e os teores de MP (SANTOS et al., 2019; LIU et al., 2020; JAYAMURUGAN et al., 2013). Há, também, estudos que encontraram correlações que variam a partir de determinado limite (HERNANDEZ et al., 2017; WANG & OGAWA, 2015). E há, ainda, análises que concluíram que as correlações são positivas ou negativas, dependendo se a área é urbana central ou periférica (ZALAKEVICIUTE; LOPEZ-VILLADA; RYBARCZYK, 2018). Cada uma dessas teorias se alinha a partes das constatações da presente pesquisa.

Figura 4.8: Mapa dos pontos de medição das UR do Polígono Urbano com a indicação, em cores, das respectivas faixas de valores.



Fonte: Elaborado pelo Autor

4.3. ÍNDICE DE QUALIDADE DO AR - IQAr:

Dado que o IQAr é uma medida relativa de qualidade (EPA, 2021; CETESB, 2020), referenciada a um valor limite tolerável (para 24h), mesmo se tendo constatado que a maioria das

medidas se encontram dentro das faixas toleradas, como indicado na Tabela 4.7, verificou-se, para fins de análise, para cada ponto, quais são as medidas de concentrações de MP obtidas mais se aproximam do valor limite tolerável, sendo, portanto, as mais propensas a sofrer oscilações para além da tolerância. Constatou-se que, apesar de apresentar valores de concentrações numericamente menores, as concentrações de MP_{2,5} coletadas, em geral, estão mais próximas dos limites estabelecidos (CETESB, 2020), uma vez que os limites para MP_{2,5} são mais restritivos do que para MP₁₀.

Os dados coletados em dois pontos (PV32 e PU24) mereceram especial atenção nesta análise. No PU24 o equipamento de medição apontou o IQAr (no critério da EPA) de valor 74, e concentrações de 23,2 ug.m⁻³ para o MP_{2,5} e 38,5 ug.m⁻³ para MP₁₀. No PV32 o equipamento de medição apontou o IQAr (no critério da EPA) de valor 15, e concentrações de 3,4 ug.m⁻³ para o MP_{2,5} e 54,5 ug.m⁻³ para MP₁₀. A medida de 23,2 ug.m⁻³ para o MP_{2,5} no PV24 e a de 54,5 ug.m⁻³ para MP₁₀ no PV32 foram as maiores medidas obtidas para cada um destes poluentes em todo este experimento, portanto, são as que têm mais probabilidade de determinar o valor do IQAr. De fato, verificou-se que estas duas medidas determinaram os IQAr nos respectivos pontos onde foram obtidas. É importante observar, entretanto, que a concentração excepcional de 54,5 ug.m⁻³ para MP₁₀ no PV32 foi a única medida de MP₁₀, em todo o experimento, que determinou o valor do IQAr: os valores de IQAr em todos os outros pontos foram determinados pela concentração de MP_{2,5}.

Para fins de classificação de faixa de qualidade, entretanto, verifica-se que o teor medido, de MP₁₀ no PV32 foi o único que não apontou “Boa” qualidade do ar, neste estudo, apenas “Moderada”. Fora este ponto, todos os demais resultaram em medidas consideradas de “Boa” qualidade do ar. Esta constatação contradiz estudos que demonstram que variações de concentração de MP_{2,5} de 10 ug.m⁻³ produzem efeitos negativos importantes na saúde das pessoas (MANTOVANI et al., 2016; YIN et al., 2020).

As Figuras 4.9 e 4.10 indicam, em cores, as faixas valores de IQAr obtidos em pontos do PV e do PU cujas coordenadas foram sorteadas ao acaso. São os mesmos pontos onde se coletou as medidas das concentrações de MP, e com o mesmo equipamento: um medidor portátil Temtop LKC1000. Estas medidas de IQAr foram calculadas pelo equipamento portátil de medição

Temtop LKC1000. Conforme o manual do usuário, este equipamento está programado para calcular os valores de IQAr pelos critérios da agência norte-americana EPA, aplicando a metodologia de forma restrita aos poluentes $MP_{2,5}$ e MP_{10} .

O aspecto visual das figuras 4.9 e 4.10 é muito semelhante ao das figuras referentes às concentrações de $MP_{2,5}$ e MP_{10} . Isto se justifica pelo fato de que o IQAr é um valor adimensional escolhido entre valores que comparam um teor de poluente a um outro teor tomado como

Tabela 4.7: Pontos do PV e do PU nas Faixas de Índices de Qualidade do Ar – IQAr, da CETESB

$MP_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
Qualidade	CETESB – 24h	Pontos do PV de	Pontos do PU
Boa	0 – 25	1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11,13,14,15,17,20,22,23, 24,27,28,30,31,32,33,34,35,36,37,38,39,40,41, 42,43,44,45,46,47,49,50,51	1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11,12,13,14,15,17,18,19, 20,22,23,24,26,27,28,29,30,32,33,35,37,39,40, 41,42,43,44,45,46,47,48,49,51
Moderada	> 25 - 50	Não detectado (nd)	(nd)
Ruim	> 50 - 75	(nd)	(nd)
Muito Ruim	> 75 - 125	(nd)	(nd)
Péssima	> 125	(nd)	(nd)

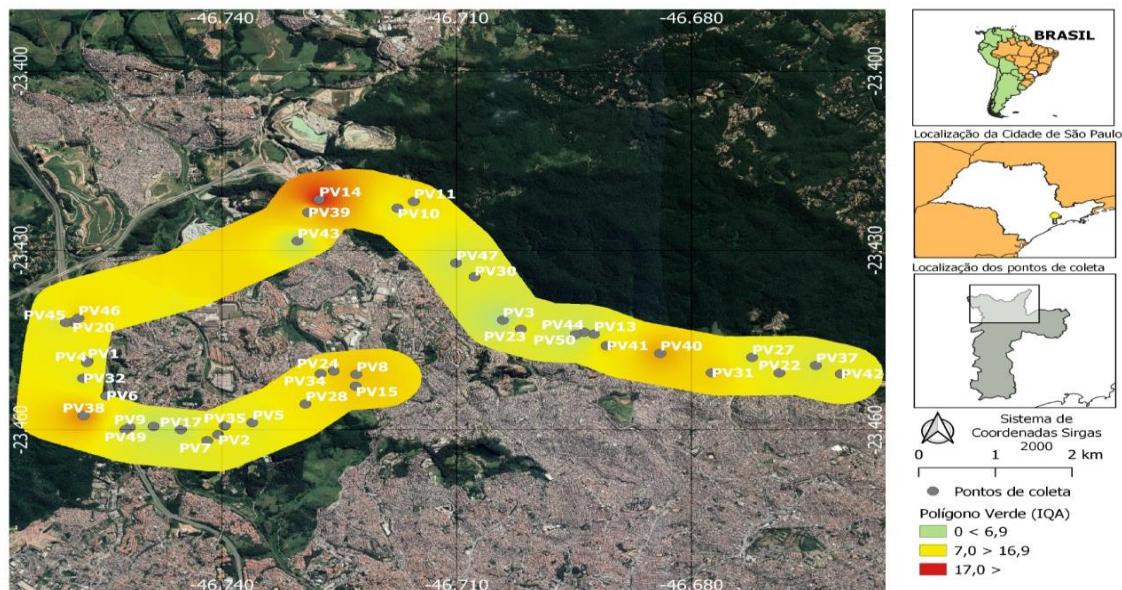
MP_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
Qualidade	CETESB – 24h	Pontos do PV	Pontos do PU
Boa	0 – 50	1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11,13,14,15,17,20,22,23, 24,27,28,30,31,33,34,35,36,37,38,39,40,41,42, 43,44,45,46,47,49,50,51	1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11,12,13,14,15,17,18,19, 20,22,23,24,26,27,28,29,30,32,33,35,37,39,40, 41,42,43,44,45,46,47,48,49,51
Moderada	> 50 - 100	32	(nd)
Ruim	> 100 - 150	(nd)	(nd)
Muito Ruim	> 150 - 250	(nd)	(nd)
Péssima	> 250	(nd)	(nd)

Fonte: CETESB, 2020.

referência. Portanto, é um valor proporcional aos teores. No caso das figuras 9 e 10, apenas o $MP_{2,5}$ e o MP_{10} . A metodologia é a mesma quando se incluem outros quatro (4) tipos de poluentes: O_3 , SO_2 , NO_2 e CO . Neste caso, entretanto o IQAr resulta apenas dos MP.

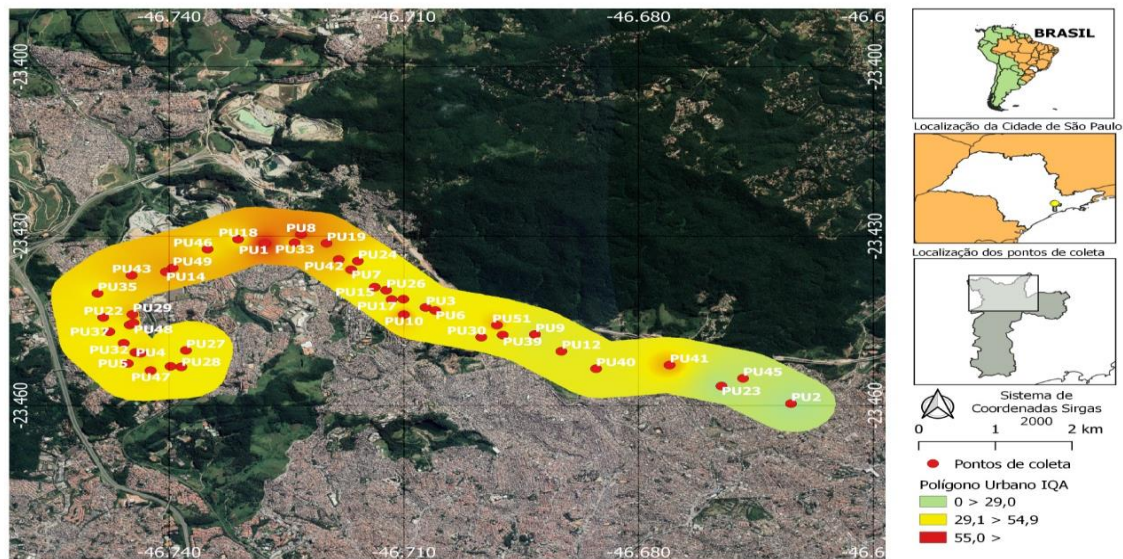
São três os pontos próximos à área onde se situam PV e PU em que a CETESB monitora as concentrações de MP e qualidade do ar: neles se situam as estações Pico Jaraguá, Perus, N. S. do Ó e Santana (Relatório CETESB, 2020). São apresentados, na Tabela 4.9, os percentuais das medidas realizadas nessas estações conforme a qualidade do resultado obtido. O resultado obtido nesta pesquisa é de, aproximadamente, 99% Boas e 1% Moderada para o mês de Janeiro/2021 é consistente com as medidas da CETESB nas regiões mais próximas e semelhantes (Tabela 4.8).

Figura 4.9: Valores de IQAr no PV



Fonte: Elaborado pelo Autor

Este estudo permitiu constatar que entre as estações de monitoramento da CETESB, distantes de aproximadamente sete (7) quilômetros entre si, nas proximidades da área estudada, é possível que existam fontes emissoras de poluentes, fixas ou móveis, importantes, cuja atividade

Figura 4.10: Valores de IQAr no PU

Fonte: Elaborado pelo Autor

emissora pode não ser percebida pelo monitoramento realizado, como, por exemplo a área de mineração e a construção do Rodoanel.

Tabela 4.8: Medidas de MP por índice de qualidade do Boletim da CETESB de Março/2021

Poluente	Estação	Jan / 2021	Set / 2020		
MP _{2,5}	Perus	100% Boas	50% Boas	50% Moderadas	
MP _{2,5}	Pico Jaraguá	100% Boas	64% Boas	36% Moderadas	
MP ₁₀	Perus	100% Boas	68% Boas	32% Moderadas	
MP ₁₀	N.S. do Ó	100% Boas	38% Boas	62% Moderadas	

Em geral, os índices de qualidade do ar são piores nos meses de inverno do que nos meses de verão, como mostram inúmeros estudos, tanto em cidades no hemisfério norte (como Beijing) como no hemisfério sul (como Buenos Aires) (YAO et al., 2015; ARKOULI et al., 2010). As explicações para este fenômeno, especialmente nos estudos mais recentes, apontam para a influência da menor altura, no inverno, da CPL - Camada Planetária Limite (CARNEIRO e

FISCH, 2020; LI et al., 2019; SEIDEL et al., 2012). Esta constatação se repete em São Paulo, onde os menores índices de poluição acontecem, em geral, no mês de janeiro, mês de alta incidência pluviométrica, e os maiores índices acontecem nos meses de inverno, julho e agosto, quando a precipitação de chuvas é menor (CETESB, 2020).

4.4. ESTIMATIVAS DE BENEFÍCIOS DAS ÁREAS VERDES

As considerações apresentadas nesta seção são baseadas em dados levantados a partir dos relatórios gerados pelo software i-Tree Canopy (i-Tree Canopy (itreetools.org), 2021). Parte dos dados são apresentados nas Tabelas 4.9 e 4.10. Nestas Tabelas, duas colunas apresentam dados diretamente transferidos dos relatórios do i-Tree: “Quant. (Kg/Ano)” de poluição removida e “Valor (R\$/Ano)” dos benefícios prestados. As outras colunas: “Quant. (Kg/Dia)” e “Quant. (Kg/Dia.Km²)” são colunas auxiliares, cujos conteúdos servirão tornar a análise dos relatórios mais efetiva. Além disso, na coluna de valores, foi disponibilizado também, o valor do benefício em reais (R\$/ano) por Km² no PV e no PU.

Tabela 4.9: Estimativa de benefícios da área verde do PV para a qualidade do ar (i-Tree)

Remoção de Poluição do Ar (em unidades métricas) - PV				
Poluente	Quantidade			Valor (R\$/ano)
	kg/ano	kg/dia	Kg/dia.km ²	
CO	496,88 ± 70,27	1,36	0,139	238,00
NO ₂	2.709,35 ± 383,16	7,42	0,755	410,00
O ₃	29.983,90 ± 3.816,10	82,15	8,357	21.341,00
SO ₂	1.707,36 ± 241,46	4,68	0,468	72,00
MP _{2,5}	1.311,19 ± 185,43	3,59	0,365	44.116,00
MP ₁₀	9.038,60 ± 1.278,25	24,76	2,519	15.493,00
Total	42.247,27 ± 5.974,67	115,75	11,775	81.670

Dados gerados pelo autor, a partir do software i-Tree (2021).

Tabela 4.10: Estimativa de benefícios da área verde do PU para a qualidade do ar (i-Tree)

Remoção de Poluição do Ar (em unidades métricas) - PU				
Poluente	Quantidade			Valor (R\$/Ano)
	kg/ano	kg/dia	kg/dia.km ²	
CO	137,72 ± 34,62	0,375	0,065	66
NO ₂	747,71 ± 188,75	2,049	0,355	113
O ₃	7.446,85 ± 1.879,88	20,402	3,349	5.890
SO ₂	471,19 ± 118,95	1,292	0,224	20
MP _{2,5}	361,86 ± 91,35	0,991	0,172	12.175
MP ₁₀	2494,42 ± 629,69	6,833	1,184	4.276
Total	11.659,15 ± 2.943,22	31,194	5,536	22.539

Dados gerados pelo autor, a partir do software i-Tree (2021).

Baseando-se nas quantidade totais por dia (Tabela 8), pode-se afirmar que 1 km² de área verde, aqui denominada “km²-Tipo PV gera uma economia anual de R\$ 8.308,00 por Km².

Paralelamente, 1 km² de área urbanizada, aqui denominado “Km²-Tipo PU” gera uma economia anual de R\$ 3.906,00. De acordo com Nowak et al. (2018), pode-se obter os valores diferenciais dos benefícios por km², auferíveis pela implementação, em áreas com características urbanas, de uma infraestrutura verde equivalente, em capacidade de remoção, à do PV.

Para fins de análise, o “km²-Tipo PV” será utilizado como uma unidade de medida de benefícios, relacionados à qualidade do ar, devidos à implantação de uma infraestrutura verde projetada (DAI et al., 2020), conforme requisitos de arquitetura de paisagem, visando desempenho equivalente aos dos parques conectados, em áreas hoje deterioradas por exploração econômica (aterros sanitários, mineração) ou de utilização pública (vias de transporte, cemitérios, etc).

Na Figura 4.11, apresenta-se a área interjacente entre os Parques Anhanguera e Cantareira, próxima ao Aterro Bandeirantes, ao Rodoanel e ao Conjunto de Mineradoras de Pedras, na região de Perus. Na visualização pelo Google Earth, esta é a única passagem entre os dois parques que ainda não foi totalmente interrompida pela urbanização da cidade. Trata-se de uma potencial área, acredita-se que a mais viável e menos custosa, para a implantação de uma estrutura verde de porte (tamanho e estrutura do dossel) suficiente para a função de conexão ecológica eficaz entre esses dois parques.

Nesta região interjacente, destacam-se duas áreas de potencial interesse para a qualidade do ar nas imediações, (contornadas por linha vermelha): a área do Aterro dos Bandeirantes e a área das minerações de pedras, que inclui o cruzamento do Rodoanel com a Rodovia SP-332.

Esta análise estima os benefícios de áreas verdes (i-Tree Canopy (itreetools.org), 2021), apoiando-se na hipótese de que as áreas assinaladas na Figura 11 fossem ocupadas por matas recuperadas com características semelhantes às da Mata Atlântica, existente nas vizinhanças.

Mesmo estando este trabalho focado nos efeitos da proximidade da Mata Atlântica sobre a qualidade do ar, é preciso que as discussões que envolvam o Corredor Ecológico levem sempre em consideração que o Corredor Ecológico tem como objetivo precípua viabilizar uma conexão efetiva de espécies da Mata Atlântica através desta interjacência, sem prejuízo dos benefícios do Rodoanel, da CPTM e da SP-332.

Está-se, portanto, diante de um projeto de múltiplas funções que, para atingir seus objetivos, mobiliza especialistas de várias disciplinas. Para dar uma ideia do cenário desejado do Corredor Ecológico, vislumbra-se um trecho de floresta urbana com considerável variedade de flora e fauna nativas circulando, saudavelmente, entre fragmentos da Mata Atlântica, todos eles fortalecidos, utilizando passagens de biodiversidade suspensas ou subterrâneas, em um arranjo arquitetônico e paisagístico compatibilizado, na medida do possível, com a recuperação dos serviços ecossistêmicos, entre os quais se destaca a remoção de poluentes, e com disponibilidade para atividades de lazer ao ar livre e puro.

Este complexo de infraestrutura verde, será aqui denominado como “Passagem Interjacente de Perus – PIP” e teria uma área florestal hipotética de 7 km², incluindo o Aterro (1,4 km²), o

Conjunto de Pedreiras (4,3 km²) e o Entorno das Vias Rodoanel, CPTM e SP-332 (cerca de 1,3 km²).

Figura 4.11: Área Interjacente entre os Parques Anhanguera e Cantareira



De acordo com a Tabela 11, verifica-se que se forem aplicados à PIP, os mesmos algoritmos de cálculo de benefícios que o i-Tree aplicou ao PV, a infraestrutura verde da PIP

Tabela 4.11: Estimativa de benefícios da Passagem Interjacente de Perus.

Remoção de Poluição do Ar (em unidades métricas) - PIP				
Poluente	Quantidade			Valor(R\$/Ano)
	kg/ano (PV)	kg/dia	kg/dia.km ²	
CO	496,88 ± 70,27	1,946	0,139	168 (24/Km ²)
NO ₂	2.709,35 ± 383,16	10,57	0,755	294 (42/Km ²)
O ₃	29.983,90 ± 3.816,10	116,998	8,357	15.197 (2.171/Km ²)
SO ₂	1.707,36 ± 241,46	6,67	0,476	49 (7/Km ²)
MP _{2,5}	1.311,19 ± 185,43	5,11	0,365	31.416 (4.488/Km ²)
MP ₁₀	9.038,60 ± 1.278,25	35,27	2,519	11.032 (1.576/Km ²)
Total	42.247,27 ± 5.974,67	164,85	11,775	116.312 (8.308/Km²)

Dados gerados pelo autor, a partir do software i-Tree (2021).

teria o potencial de remover 164,85 kg dos poluentes mencionados por dia, e produziria uma economia anual de R\$ 116.312,00, ou aproximadamente R\$ 9.700 por mês, nas despesas decorrentes da poluição.

Estes valores devem estar sujeitos a uma análise e reflexão mais abrangente, visto que, tomando-se como referência os estudo de Mantovani, (2016)- observa-se o aumento do número de internações e dos gastos por doenças decorrentes da exposição ao $PM_{2,5}$. Segundo a autora, um incremento de $10\mu g/m^3$ resulta em significativo aumento do número de internações, de 15%, tendo sido identificadas 650 internações evitáveis, em São José do Rio Preto, entre 01/10/2011 e 30/09/2012, ao custo da ordem de R\$ 1,9 milhão. São José do Rio Preto tem população aproximada de 465.000 habitantes (IBGE, 2021), inferior à soma das regionais Pirituba, Jaraguá e Perus, de 499.000 (PREFEITURA, 2021), onde se situam o PV, o PU e a área PIP.

Portanto, é razoável se supor que as despesas por internações, devidas a problemas cardiorrespiratórios nessas três regiões possam ser reduzidas em valor superior a R\$ 2 milhões, se for obtida uma diminuição de mais de $10\mu g/m^3$ nos teores de $PM_{2,5}$ na média destas regiões.

Pesquisa realizada na China associou a redução de $10\mu g/m^3$ nas concentrações de $PM_{2,5}$ a um decréscimo de 4,14% na ocorrência de casos de depressão (XUE et al., 2020). De acordo com

Opas (2020), a depressão afeta aproximadamente 5% da população brasileira. O custo médio anual do tratamento antidepressivo, entre consultas e medicamentos, no Brasil é R\$ 502,00 por pessoa, e o prejuízo, em termos de perda de produtividade devida ao transtorno, é muito maior (RAZZOUK, 2016). Outro estudo, realizado em 184 cidades na Índia, descobriu que um aumento de $10\mu g/m^3$ no teor de MP_{10} provoca o aumento da taxa de mortalidade neonatal em 6% (MAHAPATRA et al., 2020).

As pesquisas supracitadas apontam na direção de que os benefícios à saúde possibilitados pela infraestrutura verde mais próxima, por meio da melhoria da qualidade do ar podem ser significativamente maiores do os valores apontados nos relatórios do i-Tree Canopy. Nesse sentido, há análises, mais abrangentes que focam a infraestrutura verde como uma poderosa ferramenta que viabiliza um elenco de serviços e funções de baixo custo e alto valor, baseados na natureza (WOLF et al., 2020), Esses serviços e funções podem ter caráter social, ambiental e

econômico, e se disponibilizam como um investimento inteligente para serem utilizados como componentes de políticas e intervenções públicas de impacto na saúde e bem estar públicos de forma preventivas ou terapêutica (MACDONALD, 2017).

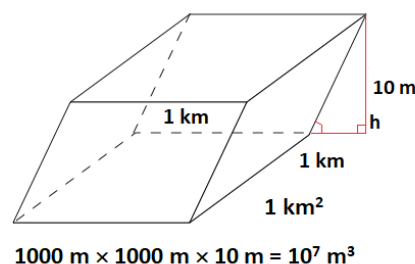
4.5. A RELEVÂNCIA DOS BENEFÍCIOS ESTIMADOS

Estudos (ZHOU et al., 2019) apontam que a tomada de decisão sobre questões relativas às estruturas verdes urbanas frequentemente são subjetivas por falta de análises científicas que quantifiquem o impacto da escala da floresta urbana na qualidade do ar, e qual é a escala é adequada. Isso também ocorre no Brasil, pois ainda existem poucos trabalhos que analisaram o efeito de longo prazo das florestas urbanas na melhoria do ar. Conforme indicado por Nowak et al. (2018), o exercício de cálculo que se segue visa discutir a importância da capacidade, estimada pelo i-Tree Canopy, de remoção de MP, na área sob análise, pela implantação do Corredor Norte.

Para os cálculos, foram usados os teores reais de MP, obtidos com o trabalho in loco. A estimativa do i-Tree - Tabela 10 - mostrou as capacidades de remoção para 1 Km² da mata típica que caracteriza o Corredor: MP_{2,5} = 365 g/dia.km²; MP₁₀ = 2.519 g/dia.km².

Uma vez que a capacidade de remoção está expressa por Km², foi considerado, para facilitar a padronização das comparações, um paralelepípedo hipotético, cuja base tem 1 Km², e cuja altura tem 10 metros a partir do solo. Portanto, o paralelepípedo hipotético tem o volume de 10 milhões de metros cúbicos.

Figura 4.12: Paralelepípedo hipotético, utilizado para fins de estimativa de remoção de MP pela floresta, considerando o PV.



Conforme indicado na Tabela 5, para os pontos situados na área próxima ao Rodoanel e às

Pedreiras, os teores médios obtidos foram de $18,24 \mu\text{g m}^{-3}$ para $\text{MP}_{2,5}$ (ou $18,24 \times 10^{-6} \text{ g m}^{-3}$) e $30,68 \mu\text{g m}^{-3}$ para MP_{10} (ou $30,68 \times 10^{-6} \text{ g m}^{-3}$). Extrapolando esses valores para o volume de 107 m^3 , estima-se que o paralelepípedo hipotético conteria quantidades de 182,4 g de $\text{MP}_{2,5}$ e 306,8 g de MP_{10} , respectivamente.

Ao se comparar estes valores com as capacidades de remoção estimadas de 365 g/dia.km^2 para $\text{MP}_{2,5}$ e 2.519 g/dia.km^2 para MP_{10} , verifica-se que, em princípio, o Km^2 de mata tem capacidade para remover, em um dia, duas vezes todo o $\text{MP}_{2,5}$ e oito vezes todo o MP_{10} presente no paralelepípedo em um determinado momento.

Ocorre que a poluição não é um fenômeno estático, ou seja, há MP sendo emitido e sendo removido simultaneamente, a cada instante, em uma dinâmica bastante complexa, sujeita a múltiplas variáveis. Mesmo assim, uma constatação como esta, demonstrando que uma estrutura verde pode remover toda a massa de MP em um determinado volume significativo de ar respirável, em um tempo relativamente curto (da ordem de um dia), mostra que o poder de remoção da infraestrutura verde é muito relevante: significa que, na hipótese de que as emissões de MP fossem cessadas a mata, do próprio paralelepípedo hipotético, teria capacidade, acima da necessária, para remover todo o MP do ar da área em menos de 24 horas. Sabe-se que 24 horas é o tempo que as agências ambientais tomam como referência para o estabelecimento dos limites toleráveis de concentrações em curto prazo. Diante desta constatação, generalizando para situações envolvendo alguns quilômetros quadrados de área reflorestada, já se pode constatar que não se trata de um recurso negligenciável para a gestão da qualidade do ar no ambiente urbano.

Outra conclusão a que se chega através desta mesma abordagem, é que as diferenças de concentrações obtidas nas coletas em campo, em PV e em PU são compatíveis com as estimativas de remoção fornecidas pelo i-Tree Canopy, embora não haja elementos para um cálculo de maior necessidade de precisão. Esta verificação permite justificar a utilização como ferramenta de planejamento, no caso em análise. Também, é uma demonstração da necessidade de empregar ferramentas mais ágeis e abrangentes, como os medidores portáteis, não apenas para aumentar a acuidade dos dados e informações, em geral, mas como elemento de validação na utilização de ferramentas de maior porte que trabalham por estimativas ou comparações.

É importante, entretanto, ressaltar que, mesmo sendo um recurso imprescindível, a mata, tem muitas limitações, enquanto ferramenta de remoção de MP, e provavelmente de outros poluentes. Também é oportuno destacar que, conforme Equação 1 (NOWAK et al., 20018), os parâmetros V_d e C precisam ser considerados para o tempo de remoção de MP: $F = V_d \times C$ (Equação 4.1), onde F é o fluxo de remoção, em $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$; V_d é a velocidade do vento, em m s^{-1} ; e C é a concentração do poluente, em $\mu\text{g m}^{-3}$.

Portanto, deve-se entender os valores de remoção estimados pela plataforma i-Tree como valores limites do fluxo de remoção e não valores absolutos de quantidade de MP no ar. Estes valores de fluxo, porém, podem não ser atingidos todos os dias, a depender da velocidade e direção dos ventos e da quantidade de emissões ocorrida no próprio dia. O ponto importante, no contexto desta análise, é que os valores limites dos fluxos de remoção são altos o suficiente para demonstrar a relevância do potencial serviço possível prestado pela infraestrutura verde. Outra constatação básica, é que existe uma capacidade de exaustão para cada espécie. Há estudos demonstrando que o material removido pode ser prejudicial à saúde das espécies da mata, de forma diferenciada por espécie (SHAH, et al., 2020). Isto é, para que a mata possa prestar esse serviço por um tempo desejavelmente longo e indeterminado, a utilização da capacidade de remoção de uma infraestrutura verde deve ser realizada com critérios técnicos e parcimônia, compatibilizando-se o volume removido às características de remoção de cada espécie de árvore e arbusto que compõe a infraestrutura, procurando o equilíbrio, especialmente por se tratar da Mata Atlântica.

Nesse sentido, diversos estudos indicam que, embora imprescindível, a infraestrutura verde não deve ser o único recurso utilizado na gestão deste problema (CUI et al., 2020; KUNUJI et al., 2018; GULIA et al., 2015). Especialmente uma infraestrutura verde como um corredor de Mata Atlântica, que tem outras funções, paralelas à melhoria da qualidade do ar.

Olhando a questão pelo prisma dos efeitos das variações de concentrações de $\text{MP}_{2,5}$ e MP_{10} na saúde pública e nos seus custos, estudos tomam como referência a variação para mais ou para menos, de $10 \mu\text{g m}^{-3}$ nos teores que provocam efeitos e custos perceptíveis (MANTOVANI et al., 2016; XUE et al., 2020). Uma variação de $10 \mu\text{g m}^{-3}$ aplicada a um paralelepípedo de 107 m^3 demandaria a remoção de 100 g de MP. Esta quantidade de MP é significativamente inferior

às capacidades de remoção de 1 Km² de Mata Atlântica; ou seja, 365 g/dia.km², para MP_{2,5} e 2.519 g kg/dia.km², para MP₁₀. Neste contexto, é razoável a afirmação de que uma infraestrutura verde ocupando 50% de determinada área urbana é capaz de reduzir substancialmente os efeitos negativos dos teores de MP sobre a saúde pública.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A pesquisa realizada teve como tópico principal a análise da qualidade do ar, por meio do levantamento das concentrações de MP_{2,5} e MP₁₀, na Zona Norte da Cidade de São Paulo. 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 que foram 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 MP₁₀ 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 µg m⁻³, para PU foi de 14,1 µg m⁻³, perfazendo uma diferença de 9,9 µg m⁻³, um incremento muito próximo de 10 µg.m⁻³, dado 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, em diversas pesquisas, como já indicado no trabalho (SCIBOR, GALBARCZYK & JAZIENSKA, 2019; CAO, RUI & LIANG, 2018 e YU et al., 2021).

A simulação na Plataforma do i-Tree indicou para o PV uma taxa de remoção de 11,775 kg/dia.km² e, para o PU de 5,536 kg/dia.km². Os valores médios de concentração, para PV e PU, se mostraram compatíveis com as estimativas de benefícios por remoção, relatadas pelo i-Tree Canopy.

A análise desses valores apontou que é cabível que se atribua a diferença entre as médias das concentrações de MP, entre PV e PU, ao 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. Verificou-se, ainda, a verossimilidade das estimativas de remoção feitas pela Plataforma i-Tree. Além disso, foi observado que, em pequenos fragmentos isolados com cobertura verde no PU, não houve diminuição significativa dos teores coletados, quando comparados aos teores coletados em pontos com cobertura impermeável mais próximos.

Quanto às estimativas dos benefícios econômicos, a comparação com pesquisa realizada na cidade de São José do Rio Preto - SP, de população semelhante à soma de Perus, Pirituba e Jaraguá indica que sejam bem maiores do que os relatados pelo i-Tree, podendo superar dois milhões de reais em um ano. Estes benefícios se devem à economia de 15% das internações evitáveis, por problemas cardiorrespiratórios, a preços de mercado, constatação que deveria ser objeto de análise específica (MANTOVANI et al., 2016). Portanto, o confronto das estimativas do i-Tree com informações de outras pesquisas prévias indicam uma interpretação mais abrangente e realista do cenário de poluição atmosférica nas áreas estudadas e pode, em algumas situações, ser extrapolada para outras regiões da cidade.

Vale destacar que o levantamento dos dados quantitativos sobre os níveis de MP na Zona Norte de São Paulo foi realizado em 88 pontos de coleta em áreas específicas da cidade, com aproximadamente, quinze (15) quilômetros quadrados (PV e PU) ao longo dos limites dos parques Jaraguá e Cantareira. Ou seja, o número de amostras é considerado estatisticamente representativo das áreas delimitadas, o que reflete a contribuição do estudo, visto que a CETESB possui, para toda a área do município, com cerca de 1.521 quilômetros quadrados, 16 estações de monitoramento perene; normalmente, em locais afastados das fontes de emissão, e que possuem características especiais de vegetação, com maior potencial de remoção de poluentes, do que as encontradas nas áreas urbanas típicas dos seus respectivos entornos.

Além disso, o levantamento dos dados em campo permitiu concluir que existem fontes de emissão de poluentes relevantes no intervalo entre as estações convencionais da CETESB, que podem não estar sendo percebidas pelo controle formal realizado. Em alguns casos, porque nem todas as estações fazem medições das concentrações dos mesmos poluentes. Em outros casos,

porque a localização de uma fonte importante de determinado poluente é distante da estação monitoradora mais próxima. Sobressai, portanto, a conveniência da participação de outros agentes da sociedade interessados na gestão da qualidade do ar, nos últimos anos, viabilizada pela utilização da mobilidade dos serviços, propiciada por novas tecnologias.

Os achados da pesquisa sobre a influência da infraestrutura verde na qualidade do ar, que consequentemente 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.

O estudo ainda indicou a importância da melhor compreensão dos fenômenos da Camada Limite Planetária – CLP, parte mais baixa da atmosfera, até 2.000 m acima da superfície do solo, na região do Corredor Norte. Esta análise assinala que as turbulências, influenciadas pela química florestal, são típicas da CLP e compõem uma dinâmica benéfica à dispersão dos poluentes que, em geral, dificulta a navegação aérea.

Por outro lado, é importante verificar que a implantação da infraestrutura verde como ferramenta de planejamento urbano sustentável não prescinde de outras providências no sentido de diminuir a quantidade das emissões de poluentes em geral e ampliar a distância entre o emissor e o cidadão, tais como a promoção do transporte público movido a energia menos poluente (hidrelétrica, solar, eólica) e maior rigor na disciplina das atividades de mineração, como melhor filtragem e aproveitamento dos resíduos e em locais distantes de áreas urbanas.

Neste sentido, indica-se o Corredor Ecológico Norte como uma infraestrutura verde que não deve ser sobrecarregada com a missão de aliviar a atmosfera urbana de um excedente de poluentes provocado por decisões e atitudes que conduziram a ações antrópicas equivocadas e anacrônicas. Pelo contrário, equipamentos socialmente valiosos dessa infraestrutura verde, além dos serviços ecossistêmicos, devem estar habilitados a recepcionar praticantes de atividades

saudáveis ao ar livre, em ambiente de bem-estar espontâneo, em contato com a natureza, com ar de boa qualidade e próximo à área residencial.

6. REFERÊNCIAS

- Abhijith, K. V., & Kumar, P. (2019). Field investigations for evaluating green infrastructure effects on air quality in open-road conditions. *Atmospheric environment*, 201, 132-147.
- Abuelgasim, A., & Farahat, A. (2020). Investigations on PM 10, PM 2.5, and Their Ratio over the Emirate of Abu Dhabi, United Arab Emirates. *Earth Systems and Environment*, 1-13.
- Almeida, I. T. D. (1999). *A poluição atmosférica por material particulado na mineração a céu aberto* (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo).
- Anamika, A., & Pradeep, C. (2016). Urban Vegetation and Air Pollution Mitigation: Some Issues from India. *Chinese Journal of Urban and Environmental Studies*, 4(01), 1650001.
- Andrade, V. L., Clement, C. R., Weigel, D., Trumbore, S., Boivin, N., Schöngart, J., & Roberts, P. (2020). Tropical Trees as Time Capsules of Anthropogenic Activity. *Trends in Plant Science*.
- Arkouli, M., Ulke, A. G., Endlicher, W., Baumbach, G., Schultz, E., Vogt, U., ... & Scheffknecht, G. (2010). Distribution and temporal behavior of particulate matter over the urban area of Buenos Aires. *Atmospheric Pollution Research*, 1(1), 1-8.
- Badach, J., Dymnicka, M., & Baranowski, A. (2020). Urban vegetation in air quality management: A review and policy framework. *Sustainability*, 12(3), 1258.
- Bakolis, I., Hammoud, R., Stewart, R., Beevers, S., Dajnak, D., MacCrimmon, S., ... & Mudway, I. S. (2020). Mental health consequences of urban air pollution: prospective population-based longitudinal survey. *Social psychiatry and psychiatric epidemiology*, 1-13.
- Barikayeva, N., Nikolenko, D., & Ivanova, J. (2018, December). About Forecasting Air Pollution in the Construction of Highways. In *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* (Vol. 463, No. 4, p. 042016). IOP Publishing.
- Bibri, S. E. (2018). Unprecedented Innovations in Sustainable Urban Planning: Novel Analytical Solutions and Data-Driven Decision-Making Processes. In *Smart Sustainable Cities of the Future* (pp. 247-296). Springer, Cham.
- Bottalico, F., Chirici, G., Giannetti, F., De Marco, A., Nocentini, S., Paoletti, E., ... & Travaglini, D. (2016). Air pollution removal by green infrastructures and urban forests in the city of Florence. *Agriculture and agricultural science procedia*, 8, 243-251.
- Cao, Q., Rui, G., & Liang, Y. (2018). Study on PM2. 5 pollution and the mortality due to lung cancer in China based on geographic weighted regression model. *BMC public health*, 18(1), 1-10.

Castro, A., Künzli, N., & Götschi, T. (2017). Health benefits of a reduction of PM₁₀ and NO₂ exposure after implementing a clean air plan in the Agglomeration Lausanne-Morges. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 220(5), 829-839.

Cetesb (2020). Relatório de Qualidade do Ar no Estado de São Paulo. *Cetesb*.

CNT (2019). Pesquisa CNT de Rodovias 2019. <https://pesquisarodovias.cnt.org.br/>

Carneiro, R. G., & Fisch, G. (2020). Observational analysis of the daily cycle of the planetary boundary layer in the central Amazon during a non-El Niño year and El Niño year (GoAmazon project 2014/5). *Atmospheric Chemistry and Physics*, 20(9), 5547-5558.

Creswell, J. W. (2013). Projeto de Pesquisa: métodos qualitativo, quantitativo e misto. Porto Alegre: *Artmed*.

Czernecki, B., Pórolniczak, M., Kolendowicz, L., Marosz, M., Kendzierski, S., & Pilgaj, N. (2017). Influence of the atmospheric conditions on PM₁₀ concentrations in Poznań, Poland. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 74(1), 115-139.

Dai, Q., Bi, X., Liu, B., Li, L., Ding, J., Song, W., ... & Hopke, P. K. (2018). Chemical nature of PM_{2.5} and PM₁₀ in Xi'an, China: Insights into primary emissions and secondary particle formation. *Environmental Pollution*, 240, 155-166.

Darçın, M. (2017). How air pollution affects subjective well-being. *Well-being and Quality of Life: Medical Perspective*, 211.

De Young R. (2016), Green Infra and air Quality. *Advance*. Ferraz, P. H. R. (2020). Material Particulado e sua Emissão em Canteiros de Obra: Revisão de Literatura. *Revista Geama*, 6(1), 12-24.

FIA-USDA (2021). <https://www.fia.fs.fed.us/>

Ganguly, R., & Kumar, P. (2018). The Air Quality Assessment of Northern Hilly City in India. *Indian Journal of Environmental Protection*, 38(12), 983-997.

Gao, T., Liu, F., Wang, Y., Mu, S., & Qiu, L. (2020). Reduction of Atmospheric Suspended Particulate Matter Concentration and Influencing Factors of Green Space in Urban Forest Park. *Forests*, 11(9), 950.

Gautam, S., Patra, A. K., & Prusty, B. K. (2012). Opencast mines: a subject to major concern for human health. *International Research Journal of Geology and Mining*, 2(2), 25-31.

Gomes, L. S., de Souza, M. C., & Furtado, A. C. R. (2018). A sílica e suas particularidades. *Revista Virtual de Química*, 10(4).

Grebner, D. L., Bettinger, P., Siry, J. P., & Boston, K. (2021). *Introduction to forestry and natural resources*. Academic press.

Gulia, S., Nagendra, S. S., Khare, M., & Khanna, I. (2015). Urban air quality management-A review. *Atmospheric Pollution Research*, 6(2), 286-304.

Haraldstad, K., Wahl, A., Andenæs, R., Andersen, J. R., Andersen, M. H., Beisland, E., ... & Helseth, S. (2019). A systematic review of quality of life research in medicine and health sciences. *Quality of life Research*, 28(10), 2641-2650.

Hernandez, G., Berry, T. A., Wallis, S., & Poyner, D. (2017). Temperature and humidity effects on particulate matter concentrations in a sub-tropical climate during winter.

Hewitt, C. N., Ashworth, K., & MacKenzie, A. R. (2020). Using green infrastructure to improve urban air quality (GI4AQ). *Ambio*, 49(1), 62-73.

Hill, T. D., Jorgenson, A. K., Ore, P., Balistreri, K. S., & Clark, B. (2019). Air quality and life expectancy in the United States: An analysis of the moderating effect of income inequality. *SSM-population health*, 7, 100346.

Irga, P. J., Burchett, M. D., & Torpy, F. R. (2015). Does urban forestry have a quantitative effect on ambient air quality in an urban environment?. *Atmospheric Environment*, 120, 173-181.

Kadi, M. W. (2014). Elemental spatiotemporal variations of Total suspended particles in Jeddah City. *The Scientific World Journal*, 2014.

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

Klyuev, N. N. (2019). Air Quality in Russian Cities for 1991–2016. *Regional Research of Russia*, 9(2), 204-212.

Kunugi, Y., Arimura, T. H., Iwata, K., Komatsu, E., & Hirayama, Y. (2018). 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.

- Larson, C., & Mercer, A. (2004). Global health indicators: an overview. *Cmaj*, 171(10), 1199-1200.
- Li, C., Huang, Y., Guo, H., Wu, G., Wang, Y., Li, W., & Cui, L. (2019). The Concentrations and Removal Effects of PM₁₀ and PM_{2.5} on a Wetland in Beijing. *Sustainability*, 11(5), 1312.
- Li, X., Ma, Y., Wang, Y., Wei, W., Zhang, Y., Liu, N., & Hong, Y. (2019). Vertical distribution of particulate matter and its relationship with planetary boundary layer structure in Shenyang, Northeast China. *Aerosol and Air Quality Research*, 19(11), 2464-2476.
- Lima, R. D., Menq, W., & Pallinger, F. (2020). Distribution and identification of the White-collared Kite *Leptodon forbesi* and the juvenile plumages of the Gray-headed Kite *Leptodon cayanensis*. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 60.
- Liu, Y., Zhou, Y., & Lu, J. (2020). Exploring the relationship between air pollution and meteorological conditions in China under environmental governance. *Scientific reports*, 10(1), 1-11.
- Lodhi, A., Ghauri, B., Khan, M. R., Rahman, S., & Shafique, S. (2009). Particulate matter (PM_{2.5}) concentration and source apportionment in Lahore. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 20(10), 1811-1820.
- Macedo, R. S., Teixeira, W. G., Lima, H. N., Souza, A. C., Silva, F. W., Encinas, O. C., & Neves, E. G. (29 de 04 de 2019). Amazonian dark earths in the fertile floodplains of the Amazon River, Brazil: an example of non-intentional formation of anthropic soils in the Central Amazon region. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas*
- Mahapatra, B., Walia, M., Avis, W. R., & Saggurti, N. (2020). Effect of exposure to PM₁₀ on child health: evidence based on a large-scale survey from 184 cities in India. *BMJ global health*, 5(8), e002597.
- Makar, P. A., Staebler, R. M., Akingunola, A., Zhang, J., McLinden, C., Kharol, S. K., ... & Zheng, Q. (2017). The effects of forest canopy shading and turbulence on boundary layer ozone. *Nature communications*, 8(1), 1-14.
- Manisalidis, I., Stavropoulou, E., Stavropoulos, A., & Bezirtzoglou, E. (2020). Environmental and health impacts of air pollution: a review. *Frontiers in public health*, 8.

Mantovani, K. C. C., Nascimento, L. F. C., Moreira, D. S., Vieira, L. C. P. F. D. S., & Vargas, N. P. (2016). Poluentes do ar e internações devido a doenças cardiovasculares em São José do Rio Preto, Brasil. *Ciência & Saúde Coletiva*, 21, 509-516.

Marando, F., Salvatori, E., Sebastiani, A., Fusaro, L., & Manes, F. (2019). Regulating ecosystem services and green infrastructure: assessment of urban heat island effect mitigation in the municipality of Rome, Italy. *Ecological Modelling*, 392, 92-102.

Marcuzzo, L. F. F. N. (2016). Distribuição de chuva no Município de São Paulo. *AESABESP*.

Marques, E. V., Rocha, C. A., dos Santos, R. P., Ramos, F. C. L., Lima, J. L. R., Cattony, C. M., ... & Cavalcante, R. M. (2019). 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.

McDonald, R. (2017). Urban trees: A smart investment in public health. *Retrieved October, 18, 2017*.

Menossi, R. T., Melges, J. L. P., Akasaki, J. L., Camacho, J. S., Fazzan, J. V., Tashima, M. M., & Salles, F. M. (2010). Pó de Pedra: uma alternativa ou um complemento ao uso da areia na elaboração de misturas de concreto?. *Holos Environment*, 10(2), 209-222.

Mostafi, M. & Doherty G. (2016). *Ecological Urbanism*. Boston. Harvard University & Lars Müller Publishers.

Nam, E., Kishan, S., Baldauf, R. W., Fulper, C. R., Sabisch, M., & Warila, J. (2010). Temperature effects on particulate matter emissions from light-duty, gasoline-powered motor vehicles. *Environmental science & technology*, 44(12), 4672-4677.

Neves, E. G. (2016). *Arqueologia da Amazônia*. Rio de Janeiro: Zahar.

Nguyen, T., Yu, X., Zhang, Z., Liu, M., & Liu, X. (2015). Relationship between types of urban forest and PM_{2.5} capture at three growth stages of leaves. *Journal of Environmental Sciences*, 27, 33-41.

Nicodemo, M. L. F., & Primavesi, O. (2009). Por que manter árvores na área urbana? *Embrapa Pecuária Sudeste-Documentos* (INFOTECA-E).

Nitoslawski, S. A., Galle, N. J., Van Den Bosch, C. K., & Steenberg, J. W. (2019). Smarter ecosystems for smarter cities? A review of trends, technologies, and turning points for smart urban forestry. *Sustainable Cities and Society*, 51, 101770.

Nowak, D. J., & Dwyer, J. F. (2007). Understanding the benefits and costs of urban forest ecosystems. In *Urban and community forestry in the northeast* (pp. 25-46). Springer, Dordrecht.

Nowak, D. J., & Greenfield, E. J. (2018). US urban forest statistics, values, and projections. *Journal of Forestry*, 116(2), 164-177.

Nowak, D. J., Greenfield, E. J., Hoehn, R. E., & Lapoint, E. (2013). Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environmental pollution*, 178, 229-236.

Nowak, D. J., Hirabayashi, S., Bodine, A., & Greenfield, E. (2014). Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environmental pollution*, 193, 119-129.

Nowak, D. J., Hirabayashi, S., Doyle, M., McGovern, M., & Pasher, J. (2018). Air pollution removal by urban forests in Canada and its effect on air quality and human health. *Urban Forestry & Urban Greening*, 29, 40-48.

Offner, M. (2017). New York Heartwoods. <https://urbansalvagedwoods.com/wp-content/uploads/2017/12/UrbanWoodBooklet.pdf>

Oji, S., & Adamu, H. (2021). Air Pollution Exposure Mapping by GIS in Kano Metropolitan Area. *Pollution*, 7(1), 101-112.

Oliveira, R. R. (2007). Mata Atlântica, Paleoterritório e História Ambiental. *Ambiente e Sociedade*.

ONU-BRASIL (2021). Sobre o nosso trabalho para alcançar os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável no Brasil. <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>

Orru, K., Orru, H., Maasikmets, M., Hendrikson, R., & Ainsaar, M. (2016). Well-being and environmental quality: Does pollution affect life satisfaction?. *Quality of Life Research*, 25(3), 699-705.

Prefeitura de São Paulo. (2017). *Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica do Município de São Paulo*. Fonte: Secretaria do Verde e Meio Ambiente: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/PMMA_final_8_jan%20ok.pdf

Przybysz, A., Nersisyan, G., & Gawroński, S. W. (2019). 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.

Pugh, T. A., MacKenzie, A. R., Whyatt, J. D., & Hewitt, C. N. (2012). Effectiveness of green infrastructure for improvement of air quality in urban street canyons. *Environmental science & technology*, 46(14), 7692-7699.

Ratti, C., & Claudel, M. (2016). *The city of tomorrow: Sensors, networks, hackers, and the future of urban life*. Yale University Press.

Razzouk, D., & Razzouk, D. Por que o Brasil deveria priorizar o tratamento da depressão na alocação dos recursos da Saúde? *Epidemiol Serv Saúde*. 2016; 25 (4): 845-8.

Riondato, E., Pilla, F., Basu, A. S., & Basu, B. (2020). Investigating the effect of trees on urban quality in Dublin by combining air monitoring with i-Tree Eco model. *Sustainable Cities and Society*, 61, 102356.

Santos, T. C., Carvalho, V. S. B., & Reboita, M. S. (2016). Avaliação da influência das condições meteorológicas em dias com altas concentrações de material particulado na Região Metropolitana do Rio de Janeiro. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 21(2), 307-313.

Schraufnagel, D. E., Balmes, J. R., De Matteis, S., Hoffman, B., Kim, W. J., Perez-Padilla, R., ... & Wuebbles, D. J. (2019). Health benefits of air pollution reduction. *Annals of the American Thoracic Society*, 16(12), 1478-1487.

Scibor, M., Galbarczyk, A., & Jasienska, G. (2019). Living well with pollution? The impact of the concentration of PM_{2.5} on the quality of life of patients with asthma. *International journal of environmental research and public health*, 16(14), 2502.

Secretaria do Verde e Meio Ambiente - SVMA. (2020). *SVMA*

Seidel, D. J., Zhang, Y., Beljaars, A., Golaz, J. C., Jacobson, A. R., & Medeiros, B. (2012). Climatology of the planetary boundary layer over the continental United States and Europe. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 117(D17).

Shaddick, G., Thomas, M. L., Mudu, P., Ruggeri, G., & Gumy, S. (2020). Half the world's population are exposed to increasing air pollution. *NPJ Climate and Atmospheric Science*, 3(1), 1-5.

Shah, K., An, N., Ma, W., Ara, G., Ali, K., Kamanova, S., ... & Xing, L. (2020). Chronic cement dust load induce novel damages in foliage and buds of *Malus domestica*. *Scientific reports*, 10(1), 1-12.

Shimamoto, C. Y., Padial, A. A., Rosa, C. M., & Marques, M. C. (2018). Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-analysis. *Plos One*.

Shirazi, S. A., & Kazmi, J. H. (2016). Analysis of socio-environmental impacts of the loss of urban trees and vegetation in Lahore, Pakistan: a review of public perception. *Ecological Processes*, 5(1), 1-12.

Sundara, D. M., Hartono, D. M., & Suganda, E. (2017, November). Urban forests for sustainable urban development. In *AIP Conference Proceedings* (Vol. 1903, No. 1, p. 040002). AIP Publishing LLC.

Torres, F. T. P., & Martins, L. A. (2005). Fatores que influenciam na concentração do material particulado inalável na cidade de Juiz de Fora (mg). *Caminhos de Geografia*, 6(16).

Vieira, T. A., & Panagopoulos, T. (2020). Urban forestry in brazilian amazonia. *Sustainability*, 12(8), 3235.

Wang, J., & Ogawa, S. (2015). Effects of meteorological conditions on PM_{2.5} concentrations in Nagasaki, Japan. *International journal of environmental research and public health*, 12(8), 9089-9101.

Wang, X., & Zhang, R. (2020). Effects of atmospheric circulations on the interannual variation in PM_{2.5} concentrations over the Beijing–Tianjin–Hebei region in 2013–2018. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 20(13), 7667-7682.

Wolf, K. L. (2021). From Sanitary to Sustainable to Sacred: Metro Nature Experiences and Engagement. *Living in the Megacity: Towards Sustainable Urban Environments*, 135.

WWF (2021). <https://www.wwf.org.br/>

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., Geng, G., Zheng, Y., Tong, D., ... & Hao, J. (2019). Rapid improvement of PM_{2.5} pollution and associated health benefits in China during 2013–2017. *Science China Earth Sciences*, 62(12), 1847-1856.

Yang, J., Shi, B., Shi, Y., Marvin, S., Zheng, Y., & Xia, G. (2020). Air pollution dispersal in high density urban areas: Research on the triadic relation of wind, air pollution, and urban form. *Sustainable Cities and Society*, 54, 101941.

Yao, L., Lu, N., Yue, X., Du, J., & Yang, C. (2015). Comparison of hourly PM_{2.5} observations between urban and suburban areas in Beijing, China. *International journal of environmental research and public health*, 12(10), 12264-12276.

Yin, P., Brauer, M., Cohen, A. J., Wang, H., Li, J., Burnett, R. T., ... & Murray, C. J. (2020). The effect of air pollution on deaths, disease burden, and life expectancy across China and its provinces, 1990–2017: An analysis for the Global Burden of Disease Study 2017. *The Lancet Planetary Health*, 4(9), e386-e398.

Zalakeviciute, R., López-Villada, J., & Rybarczyk, Y. (2018). Contrasted effects of relative humidity and precipitation on urban PM_{2.5} pollution in high elevation urban areas. *Sustainability*, 10(6), 2064.

Zhang, Y. L., & Cao, F. (2015). Fine particulate matter (PM_{2.5}) in China at a city level. *Scientific reports*, 5(1), 1-12.

Zhang, J. J., Wei, Y., & Fang, Z. (2019). Ozone pollution: a major health hazard worldwide. *Frontiers in immunology*, 10, 2518.

Zhou, Y., Liu, H., Zhou, J., & Xia, M. (2019). Simulation of the Impact of Urban Forest Scale on PM_{2.5} and PM₁₀ based on System Dynamics. *Sustainability*, 11(21), 5998.

APÊNDICE

Pontos de medição e suas respectivas concentrações de MP_{2,5} e MP₁₀ cujos valores foram utilizados ao longo do trabalho, sob diferentes abordagens teóricas.

Polígono Urbano (a 01 Km Borda da Mata)			
Ponto	Cobertura	MP _{2,5}	MP ₁₀
1	Edifícios Impermeáveis	23,2	38,5
2	Edifícios Impermeáveis	6,8	11,3
3	Estrada Impermeável	11,2	18,6
4	Estrada Impermeável	13,9	23,3
5	Edifícios Impermeáveis	13,9	23,9
6	Edifícios Impermeáveis	15,7	26,1
7	Edifícios Impermeáveis	15,7	25,2
8	Solo / solo descoberto	20,9	35,4
9	Árvore / arbusto	10,3	17,5
10	Árvore / arbusto	17,6	28,4
11	Edifícios Impermeáveis	14,7	23,8
12	Árvore / arbusto	11,7	19,5
13	Edifícios Impermeáveis	14,3	23,1
14	Outro impermeável	16,8	29,1
15	Edifícios Impermeáveis	12,5	21,7
16	Edifícios Impermeáveis		
17	Edifícios Impermeáveis	11,9	20
18	Árvore / arbusto	14,2	24,4
19	Edifícios Impermeáveis	17,9	29,7
20	Edifícios Impermeáveis	16	26,9
21	Solo / solo descoberto		
22	Estrada Impermeável	14,7	24,9
23	Edifícios Impermeáveis	7	11,1
24	Estrada Impermeável	13	21,5
25	Árvore / arbusto		
26	Edifícios Impermeáveis	12,1	20,9
27	Estrada Impermeável	13,3	22,2
28	Árvore / arbusto	13,8	22
29	Estrada Impermeável	16,7	26,7
30	Edifícios Impermeáveis	12,8	21,1
31	Estrada Impermeável		
32	Edifícios Impermeáveis	14,2	23,5
33	Edifícios Impermeáveis	15	25,4
34	Árvore / arbusto		
35	Edifícios Impermeáveis	14	23
36	Edifícios Impermeáveis		
37	Edifícios Impermeáveis	13,3	22,2
38	Árvore / arbusto		
39	Estrada Impermeável	11,9	20,3
40	Edifícios Impermeáveis	11,9	20
41	Árvore / arbusto	17	28,6
42	Árvore / arbusto	17	28,5
43	Solo / solo descoberto	16,2	28
44	Edifícios Impermeáveis	13,1	21,6
45	Edifícios Impermeáveis	8,7	15
46	Árvore / arbusto	14,7	24,3
47	Estrada Impermeável	14,8	24,1
48	Grama / Herbácea	14,7	23,9
49	Estrada Impermeável	17,2	28,5
50	Edifícios Impermeáveis		
51	Árvore / arbusto	10,8	17,6
MÉDIAS		14,1	23,5
MAX		23,2	38,5
MIN		6,8	11,1

Polígono Verde (Borda da Mata)			
Ponto	Cobertura	MP _{2,5}	MP ₁₀
1	Estrada Impermeável	3	5
2	Árvore / arbusto	3,7	6,5
3	Edifícios Impermeáveis	1,6	2,7
4	Edifícios Impermeáveis	4,7	7,5
5	Grama / Herbácea	3,6	5,9
6	Edifícios Impermeáveis	3,9	6,5
7	Árvore / arbusto	3,6	5,7
8	Grama / Herbácea	6,1	10,2
9	Árvore / arbusto	2,8	4,9
10	Árvore / arbusto	3,6	6,1
11	Edifícios Impermeáveis	4,9	8,6
12	Grama / Herbácea		
13	Árvore / arbusto	3,4	5,4
14	Solo / solo descoberto	15,4	25,3
15	Árvore / arbusto	5,7	9
16	Árvore / arbusto		
17	Árvore / arbusto	2,3	3,8
18	Árvore / arbusto		
19	Edifícios Impermeáveis		
20	Edifícios Impermeáveis	3,2	5
21	Solo / solo descoberto		
22	Árvore / arbusto	3,8	5,9
23	Árvore / arbusto	3,9	6,5
24	Edifícios Impermeáveis	5,5	9,1
25	Solo / solo descoberto		
26	Grama / Herbácea		
27	Árvore / arbusto	3,5	5,2
28	Edifícios Impermeáveis	4,5	8
29	Estrada Impermeável		
30	Solo / solo descoberto	3,4	5,6
31	Estrada Impermeável	5,3	8,9
32	Árvore / arbusto	3,4	54,5
33	Árvore / arbusto		
34	Outro impermeável	4,5	7
35	Árvore / arbusto	4,3	6,4
36	Edifícios Impermeáveis	2,1	3,1
37	Árvore / arbusto	2,9	4,4
38	Árvore / arbusto	8,8	14,4
39	Árvore / arbusto	5,2	7,8
40	Árvore / arbusto	7,2	12,1
41	Edifícios Impermeáveis	5,1	8,9
42	Árvore / arbusto	3,7	6,4
43	Árvore / arbusto	2,4	3,9
44	Árvore / arbusto	2,1	3,4
45	Estrada Impermeável	3	5
46	Grama / Herbácea	6,3	9,8
47	Árvore / arbusto	2,7	4,5
48	Estrada Impermeável		
49	Árvore / arbusto	3,8	5,9
50	Árvore / arbusto	2,4	4
51	Árvore / arbusto	2,7	4,6
MÉDIAS		4,2	8,1
MAX		15,4	54,5
MIN		1,6	2,7