



## ANÁLISE DE TENDÊNCIA DE CONCENTRAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO ATMOSFÉRICO E EFETIVIDADE DE POLÍTICAS PÚBLICAS

### PM10 CONCENTRATION TREND ANALYSIS AND EFFECTIVENESS OF PUBLIC POLICIES

Lucas Veloso Marinho<sup>1</sup>; Danilo Covaes Nogarotto<sup>1</sup>; Simone Andrea Pozza<sup>1</sup>

Artigo recebido em: 04/03/2022 e aceito para publicação em: 28/06/2022.

DOI: <http://doi.org/10.14295/holos.v22i1.12470>

**Resumo:** A poluição atmosférica é um problema ambiental que provoca efeitos nocivos, tanto a curto quanto a longo prazo, gerando por isso, constante preocupação dos gestores, por todo o mundo. Este trabalho objetivou verificar tanto a tendência de comportamento na concentração de material particulado inalável (MP10), como a efetividade de políticas públicas na busca pela redução e controle deste poluente. Dois municípios paulistas, com características distintas de desenvolvimento, industrialização e expansão urbana foram usados como estudos de caso. Os dados de Marília (entre 2009 e 2020) e de Paulínia (entre 2002 e 2020) foram coletados da plataforma QUALAR, da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) e tratados com o auxílio do pacote Openair, do Software R. Foi possível verificar que inverno e primavera apresentaram concentrações mais elevadas de MP10, quando comparado às estações de verão e outono, assim como evidenciar que a sua concentração foi bem menor aos finais de semana. Os dados referentes as concentrações de MP10 dos municípios de Marília e Paulínia, quando confrontados ao Decreto Estadual nº 59.113, indicaram que, a partir de 2013, as concentrações deste poluente apresentaram consideráveis reduções, muito provavelmente relacionadas a ações e práticas de políticas públicas e pela atuação do órgão ambiental estadual. Para que se atinja as novas diretrizes da OMS, sugere-se que, novas medidas sejam adotadas.

**Palavras-chave:** Poluente Atmosférico. MP10. Monitoramento Ambiental. Openair.

**Abstract:** Atmospheric pollution is an environmental problem that causes harmful effects, both in the short and long term, generating, therefore, constant concern for managers around the world. This study aimed to verify both the behavior trend in the concentration of inhalable particulate matter (PM10) and the effectiveness of public policies in the search for the reduction and control of this pollutant. Two municipalities in the state of São Paulo, with distinct characteristics of development, industrialization, and urban expansion were used as case studies. Data from the city of Marília (between 2009 and 2020) and the city of Paulínia (between 2002 and 2020) were collected from the QUALAR platform, of the Environmental Company of the State of São Paulo (CETESB) and treated with the Openair package, to R Software. It was possible to verify that winter and spring had higher PM10 concentrations when compared to other seasons, as well as to show that its concentration was much lower on weekends. The data regarding the concentrations of PM10 in the cities of Marília and Paulínia, when compared to State Decree 59.113, indicated that, as of 2013, the concentrations of this pollutant showed considerable reductions, most likely related to actions and practices of public policies and by the performance of the state environmental agency. In order to reach the new WHO guidelines, it is suggested that new measures are adopted.

**Palavras-chave:** Air Pollutant. PM10. Environmental Monitoring. Openair.

<sup>1</sup> Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), Campinas, SP, Brasil. E-mail: ([l156418@dac.unicamp.br](mailto:l156418@dac.unicamp.br), [daniolocn@unicamp.br](mailto:daniolocn@unicamp.br), [spozza@unicamp.br](mailto:spozza@unicamp.br))

## 1 INTRODUÇÃO

Tanto as mais diversas atividades humanas, como sua centralização em áreas urbanas, vêm sendo associadas a um rápido e progressivo aumento da deterioração do meio ambiente. Dentre os principais fatores desta degradação, a poluição atmosférica tem tido lugar de destaque, devido ao seu poder de afetar grandes parcelas da população e principalmente do ambiente como um todo. Nos grandes conglomerados urbanos, os poluentes atmosféricos são ditos como sendo o principal motivador de doenças respiratórias, além de diversas outras complicações (DERÍSIO, 2017; VALLERO, 2008).

Dentre os mais diversos poluentes atmosféricos a serem analisados, pode-se considerar o Material Particulado Inalável (MP<sub>10</sub>) como sendo o mais significativo e abrangente. O MP<sub>10</sub> se refere a partículas líquidas e sólidas presentes em suspensão na atmosfera, cujo diâmetro aerodinâmico é menor ou igual a 10 µm (SEINFELD e PANDIS, 2016). O MP<sub>10</sub> é, normalmente, emitido por processos naturais, como ressuspensão de solo e sal marinho, por processos mecânicos (desgaste de pneus e freios) e por indústrias (KARAGULIAN *et al.*, 2015; SEINFELD; PANDIS, 2016).

Estudos (ALVES *et al.*, 2020; COHEN *et al.*, 2017; MASELLI *et al.*, 2020) têm apontado que o material particulado (MP) tem potencial de toxicidade e carcinogenicidade. Além disso, recentemente, a Agência Internacional de Pesquisa sobre o Câncer (*International Agency for Research on Cancer - IARC*) concluiu que a exposição à poluição do ar, incluindo MP, é cancerígena para humanos (IARC, 2016). No estado de São Paulo, o MP<sub>10</sub> é um dos principais poluentes atmosférico, constatando-se níveis de concentrações superiores aos padrões da Organização Mundial de Saúde (OMS) de qualidade do ar para o ano de 2015, alcançando quase a totalidade das estações que monitoram a qualidade do ar (ISS, 2017). Assim sendo, torna-se de extrema relevância o estudo a respeito do MP<sub>10</sub>, obtendo informações acerca de suas concentrações e sua composição, a fim de se elaborar ações preventivas contra este poluente.

As condições meteorológicas também influenciam na qualidade do ar (DOMINICK *et al.*, 2012; NOGAROTTO; POZZA, 2020) e nas propriedades ópticas do MP (VALENTINI *et al.*, 2020), na medida em que existem características microfísicas dos aerossóis que podem sofrer alterações forçadas pelas condições ambientais, por exemplo, o crescimento do tamanho das partículas em um cenário mais úmido.

No inverno e início da primavera há influência dos chamados sistemas de alta pressão, que acabam por dificultar a passagem de frentes frias, favorecendo consequentemente a

formação de ilhas de calor de alta intensidade, gerando assim, condições mais favoráveis a ocorrência de eventos de alta concentração de MP<sub>10</sub> (MARTINS e ANDRADE, 2008; MAZZOLI, 2013). Soporan *et al.* (2015) e Michanowicz *et al.* (2016) demonstraram que as inversões térmicas, fenômeno muito comum em períodos de inverno, prejudicam o processo de dispersão dos poluentes. Acontece que quando uma camada de ar quente fica acima de uma camada de ar fria, ocorre o bloqueio dos movimentos verticais de convecção. Em épocas de inverno esta camada se apresenta em baixas altitudes e conseqüentemente, o processo natural de dispersão nas correntes verticais é dificultado, o que poderia explicar as maiores concentrações de MP<sub>10</sub> no período de inverno (VALOTTO; VARIN, 2016).

O contínuo desenvolvimento de políticas públicas voltadas à minimização da poluição atmosférica e à proteção contra os efeitos adversos decorrentes das emissões atmosféricas, como na região metropolitana de São Paulo (RMSP), vem se mostrando eficaz e importante como ferramenta de gestão ambiental, como apresentado por Andrade *et al.* (2017). Tal estudo revelou que, ao longo de 30 anos, houve redução nas concentrações de MP<sub>10</sub> devido a aplicação de regulamentações ambientais, no entanto, essas concentrações ainda não estão em conformidade com os padrões da Organização Mundial da Saúde (OMS). No final do ano de 2021, a OMS alterou os padrões para a concentração do MP<sub>10</sub>. A média anual é de 15 µg/m<sup>3</sup> (antes era 20 µg/m<sup>3</sup>), enquanto a média de 24 horas é de 45 µg/m<sup>3</sup> (antes era 50 µg/m<sup>3</sup>) (WHO, 2022).

A nível federal, o Programa de Controle de Emissões Veiculares (PROCONVE) vem atuando desde 1986, por meio de uma política de controle de emissões de longo prazo com exigências determinadas por fases, para que os diversos segmentos públicos e privados possam contar com tempo para incorporar as ações e tecnologias necessárias para a redução das emissões. Desta forma, este programa tem colaborado na redução de emissões de poluentes dos veículos automotores, a partir do incentivo na melhoria dos combustíveis e mecânica dos automóveis, produzidos no Brasil (BRASIL, 1986).

No estado de São Paulo, pode-se citar o Plano de Redução de Emissão de Fontes Estacionárias (PREFE), do Decreto Estadual 59.113 (SÃO PAULO, 2013), como sendo uma das ferramentas mais efetivas na redução de poluentes atmosféricos. É um plano que dita metas de redução de emissão de fontes fixas e móveis em todas as regiões do estado, por meio de programas e ações bem definidas com o intuito de atender de forma efetiva a Política Estadual de Mudanças Climáticas. Além do PREFE, outras medidas similares tem sido desenvolvidas pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), como a elaboração de inventários de fontes fixas e móveis, adoção de medidas de incentivo fiscal

para práticas que levem a redução de emissões, planejamento e expansão da rede de monitoramento de qualidade do ar, além da intensiva fiscalização e controle de novas fontes de emissão por todos os municípios do estado (CETESB, 2014). Em 2022 entraram em vigor a meta intermediária 2 em todo o estado de São Paulo. Assim, o padrão para a média anual passou de  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para  $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , e para a média de 24 horas mudou de  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (SÃO PAULO, 2013; CETESB, 2022).

O devido monitoramento das concentrações de  $\text{MP}_{10}$  torna-se de fundamental importância para o aprimoramento e planejamento de projetos de controle deste poluente atmosférico. Seja com o intuito de verificar e fixar padrões de qualidade do ar ou elaborar meios de remediação ou até mesmo mitigação (POZZA; PENTEADO, 2015).

Nos últimos anos, alguns dos trabalhos científicos relacionaram a formação e dispersão de poluentes atmosféricos à ação de variáveis meteorológicas e estações do ano, encontraram no pacote *Openair* uma forma mais robusta e eficaz para analisar dados (CARSLAW e ROPKINS, 2012). Seja com a utilização de funções que passaram a permitir a construção de estruturas gráficas dinâmicas de séries temporais ou ainda por meio de funções que permitem a apresentação de tendências anuais ao longo do tempo (CARSLAW, 2015).

Em Portugal, foi aplicada a função *TimeVariation* para se analisar seus padrões temporais e tendências de longo prazo, com dados coletados ao longo de 10 anos. Os resultados apresentados mostraram que as regiões rurais em Portugal, possuem média mais elevada de concentrações de  $\text{MP}_{10}$  durante os períodos de verão, em geral, seco. As razões para essa maior média, são a contribuição da resuspensão do solo (devido ao solo seco), queimadas e transporte de longo alcance da poeira do deserto africano (GAMA *et al.*, 2018).

Em outro estudo (MUNIR *et al.*, 2016), foi realizada uma análise, ao longo de 10 anos na Arábia Saudita, sobre a tendência espaço-temporal de partículas finas ( $\text{MP}_{2,5}$ ) e outros elementos associados ao poluente, utilizando a função *TheilSen* e *TrajPlot*. Os autores concluíram que os maiores níveis de  $\text{MP}_{2,5}$  ocorreram em áreas mais afetadas por tempestades de areia, spray marinho e erupções vulcânicas. Além disso, os dados indicaram que as condições geográficas e meteorológicas são responsáveis pelo alto nível de concentrações de  $\text{MP}_{2,5}$ .

Schweizer *et al.* (2017) analisaram dados de  $\text{MP}_{2,5}$  emitidas por incêndios florestais ocorridos na Califórnia, utilizando a função *PolarPlot* do pacote *Openair*, a fim de complementar o gerenciamento de compensações relacionadas a qualidade do ar destas regiões. O estudo revelou que concentrações mais altas de  $\text{MP}_{2,5}$  normalmente ocorrem

quando o vento, ao nível do solo, está na direção do incêndio, neste caso a direção nordeste, influenciando na qualidade do ar da região.

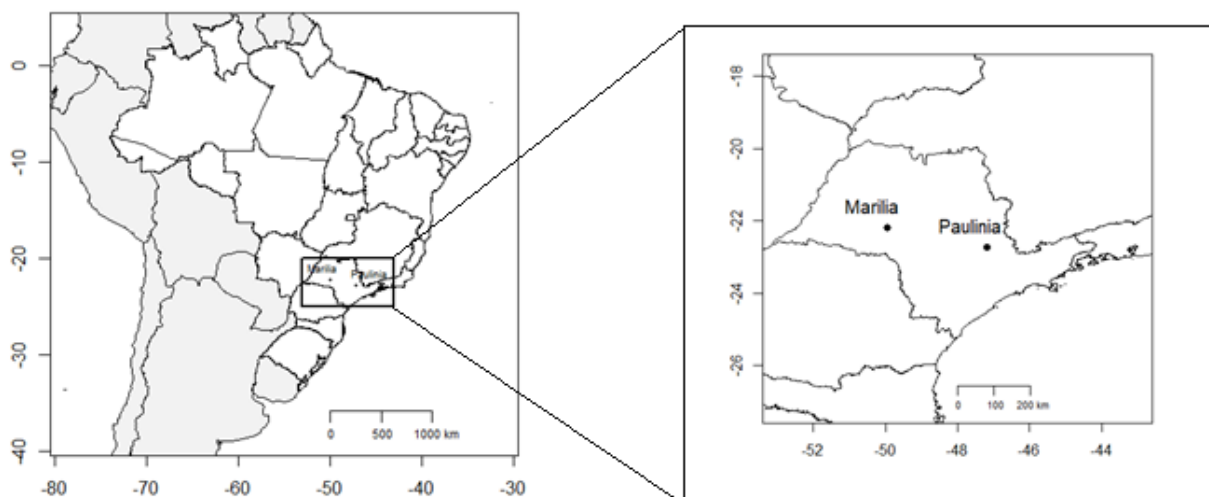
Assim, o pacote *Openair* é uma ferramenta útil para a realização de diversas análises de dados de poluição do ar. Desta forma, o presente trabalho buscou verificar a tendência e sazonalidade da concentração do  $MP_{10}$  em dois municípios paulistas (Paulínia e Marília) e confrontar os valores de concentração do  $MP_{10}$  ao Decreto do estado de São Paulo nº 59.113 usando o pacote *Openair*, do software R.

## 2 METODOLOGIA

### 2.1 Áreas de Estudo

Paulínia (Figura 1) possui território de 138,777 Km<sup>2</sup> e população estimada em mais de 112 mil habitantes. Em 2017, o município foi classificado como o detentor do maior PIB per capita do país. Isso reflexo da intensa atividade petroquímica existente na região (CALASANS, 2017). Trata-se de um município de clima quente e temperado, com temperatura média anual de 21,4°C e pluviosidade média anual de 1478 mm (IBGE, 2020a).

**Figura 1** - Localização dos municípios de Marília e Paulínia, no Estado de São Paulo



**Fonte:** os autores

O município de Marília (Figura 1) possui território de 1.170.515 km<sup>2</sup> e população de pouco mais de 240 mil habitantes. Marília é notada pela sua vasta participação no cenário do setor agropecuário do Centro Oeste Paulista. Trata-se de um município de clima tropical,

com temperatura média anual de 22,6°C e pluviosidade média anual de 1326 mm (IBGE, 2020b).

## 2.2 Obtenção dos Dados

Os dados utilizados referentes ao monitoramento dos dois municípios foram coletados da plataforma Qualar (CETESB, 2020). As variáveis analisadas foram direção do vento (°), velocidade do vento (m/s) e concentração de MP<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>). O período dos dados compreendeu de janeiro de 2002 até dezembro de 2020 para Paulínia, e de janeiro de 2009 até dezembro de 2020 para Marília.

## 2.3 Análise dos Dados

Como ferramenta de análise deste trabalho, foi utilizado o pacote *Openair*, do Software R, que foi desenvolvido para atuar na manipulação de dados e análise estatística de dados atmosféricos (CARSLAW; ROPKINS, 2012). Dentro do pacote *Openair*, existem diversas funções, onde pode-se destacar três que foram empregadas neste trabalho: *polarPlot*, *TheilSen* e *timeVariation*. A função *polarPlot* mostra a relação existente entre a direção do vento, velocidade do vento e a concentração de determinado poluente. Já a função *TheilSen*, apresenta a tendência anual de acordo com as respectivas estações do ano, de crescimento ou diminuição da concentração de determinado poluente atmosférico (CARSLAW; ROPKINS, 2012; CARSLAW, 2015).

Neste trabalho, a função *timeVariation* (CARSLAW; ROPKINS, 2012) foi usada na análise de concentrações médias antes e depois do ano de 2013. A divisão destes períodos corresponde a data da entrada em vigor do Decreto Estadual nº 59.113 (SÃO PAULO, 2013), que dentre outras coisas, estabeleceu novos padrões de qualidade do ar para o estado de São Paulo.

Cabe aqui também fazer a observação de que os gráficos plotados neste trabalho estão divididos conforme as quatro estações do ano e seus respectivos meses de referência (IAG, 2022). Desta forma, foram utilizadas as abreviações: SON (setembro, outubro, novembro) para indicar os meses de primavera; DJF (dezembro, janeiro, fevereiro) para indicar os meses de verão; MAM (março, abril, maio) para indicar os meses de outono; e JJA (junho, julho, agosto) para indicar os meses de inverno.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Esta seção foi dividida em três subseções, indicando cada uma das funções utilizadas na discussão: *TheilSen*, *PolarPlot* e *TimeVariation*.

#### 3.1 Análise de tendência de MP<sub>10</sub>

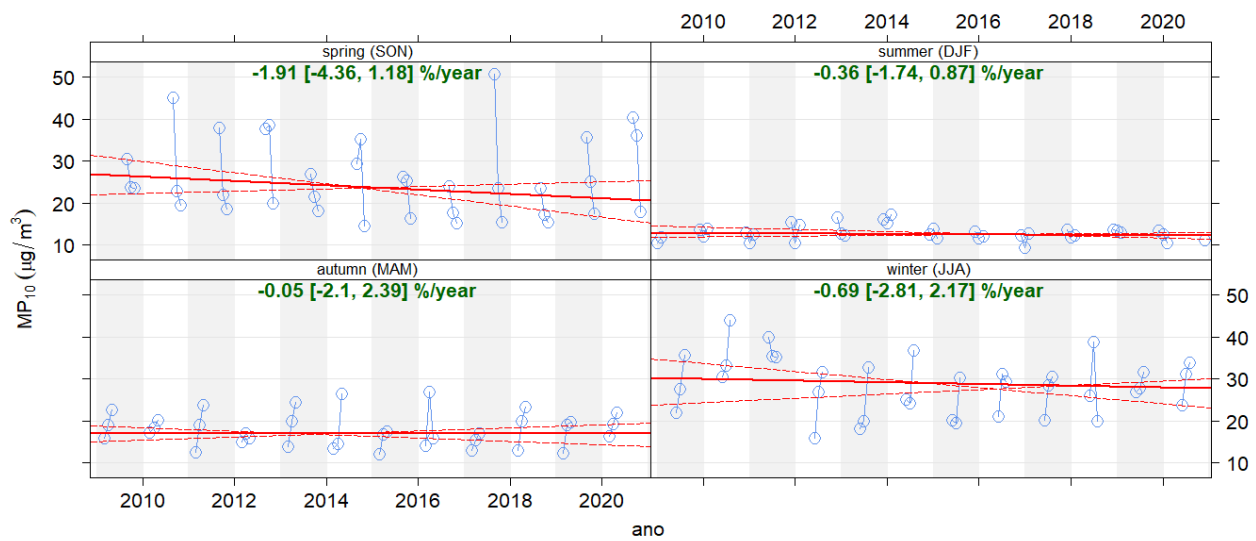
A Figura 2 apresenta a estimativa de tendência da concentração de MP<sub>10</sub> em percentual, sendo que no eixo *y* estão os valores das concentrações em µg/m<sup>3</sup>. Os gráficos foram feitos usando a função *TheilSen* e estão agrupados de acordo com as estações do ano, para os municípios de Marília (Figura 2a) e Paulínia (Figura 2b).

Observa-se que para o município de Marília, em nenhuma das estações do ano houve variação estatisticamente significativa na emissão do MP<sub>10</sub> (Figura 2). Ou seja, os níveis do MP<sub>10</sub> permaneceram constantes ao longo dos anos, apresentando uma variação de no máximo 1,91%/ano no período da primavera (Figura 2a).

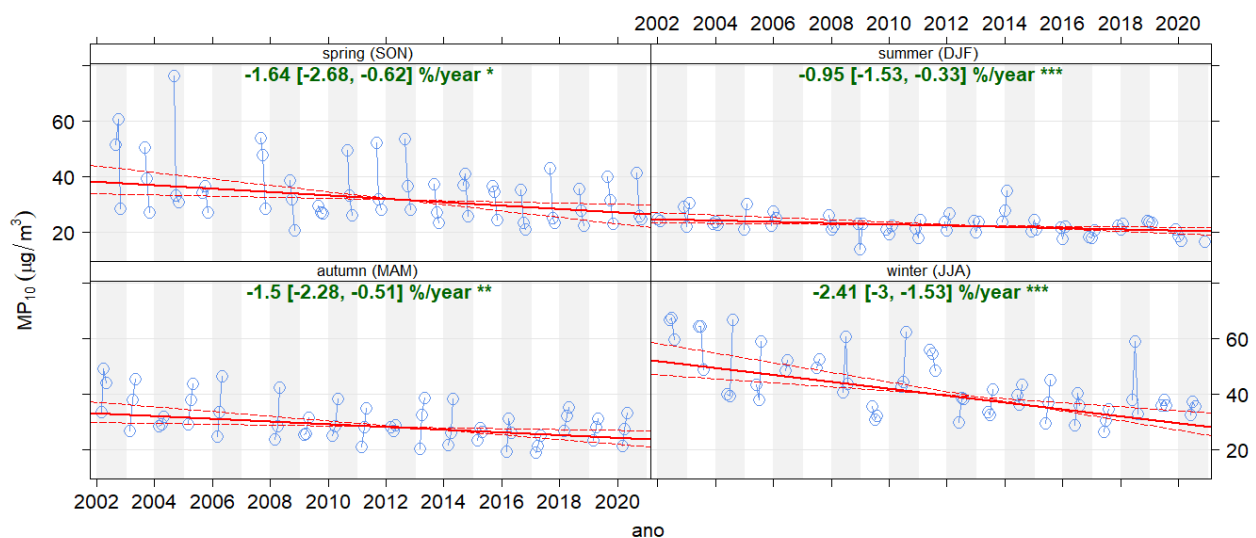
Já em relação ao município de Paulínia, em todas as estações do ano houve variação estatisticamente significativa na emissão do MP<sub>10</sub>. Ou seja, os níveis do MP<sub>10</sub> apresentaram maiores variações ao longo dos anos. Conforme Figura 1b, a linha de tendência nos 18 anos analisados a redução foi de aproximadamente 1,64%/ano no período de primavera, 2,41%/ano no período de inverno, 1,5%/ano no período de outono e 0,95%/ano no período de verão.

É possível inferir (Figura 2) que o período de inverno apresenta concentrações mais elevadas de MP<sub>10</sub> se comparado às demais estações. Isso ocorre, pois trata-se de uma estação do ano caracterizada por baixa umidade do ar e condições de estabilidade da atmosfera, por exemplo as inversões térmicas, dificultando a remoção do MP tanto por via úmida, como por dispersão (SOPORAN *et al.*, 2015; MICHANOWICZ *et al.*, 2015; VALOTTO; VARIN, 2016).

**Figura 2** - Tendência da concentração de MP<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>) em (a) Marília de 2009 – 2020 e Paulínia de 2002 – 2020, nas estações da primavera (*Spring*), verão (*Summer*), outono (*Autumn*) e inverno (*Winter*) (a)



(b)



**Fonte:** os autores

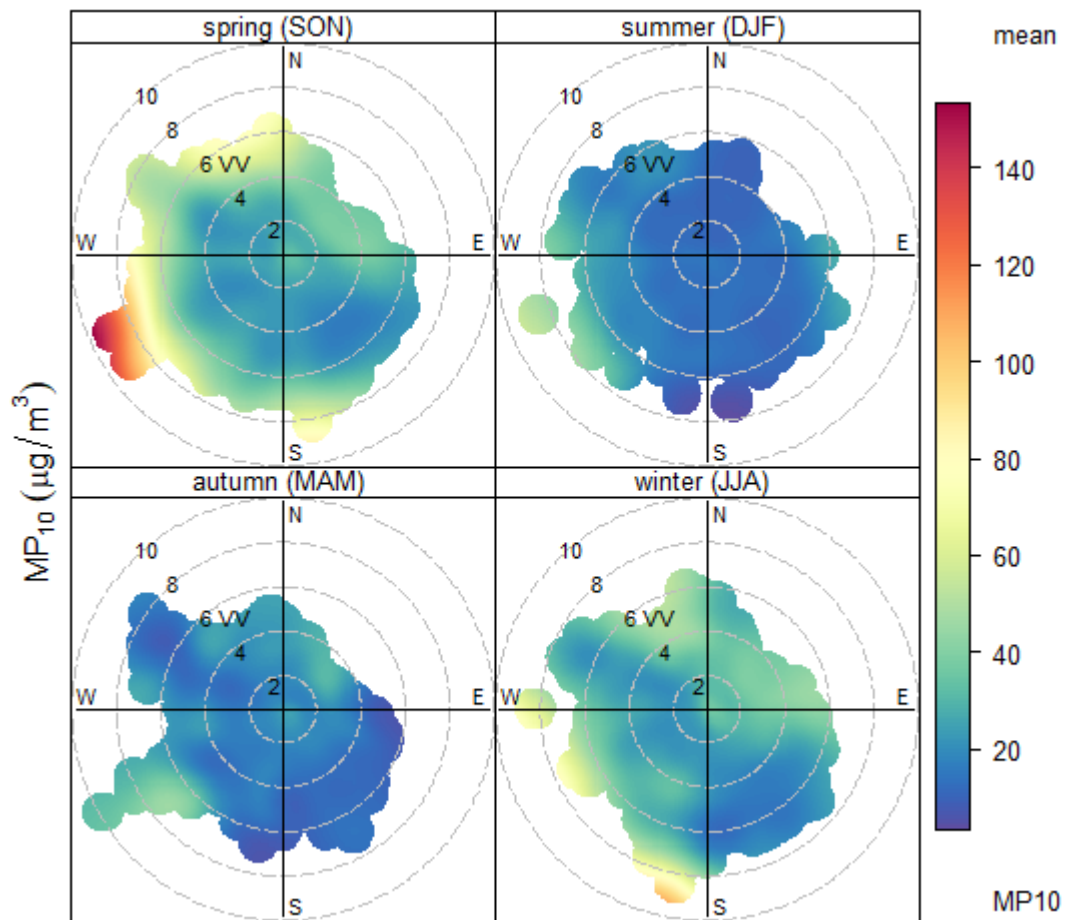
**Obs:** \* Indica significância <5%; \*\* Indica significância <1%; \*\*\* Indica significância <0,1%; + Indica significância <10%; A ausência de um símbolo indica que não houve tendência estatisticamente significativa.

### 3.2 Relação do Vento Com O MP<sub>10</sub>

As Figuras 3 e 4 apresentam os gráficos construídos com auxílio da função *polarPlot*, feitos com os dados de concentração do MP<sub>10</sub>, direção e velocidade do vento para os municípios de Marília e Paulínia, respectivamente.



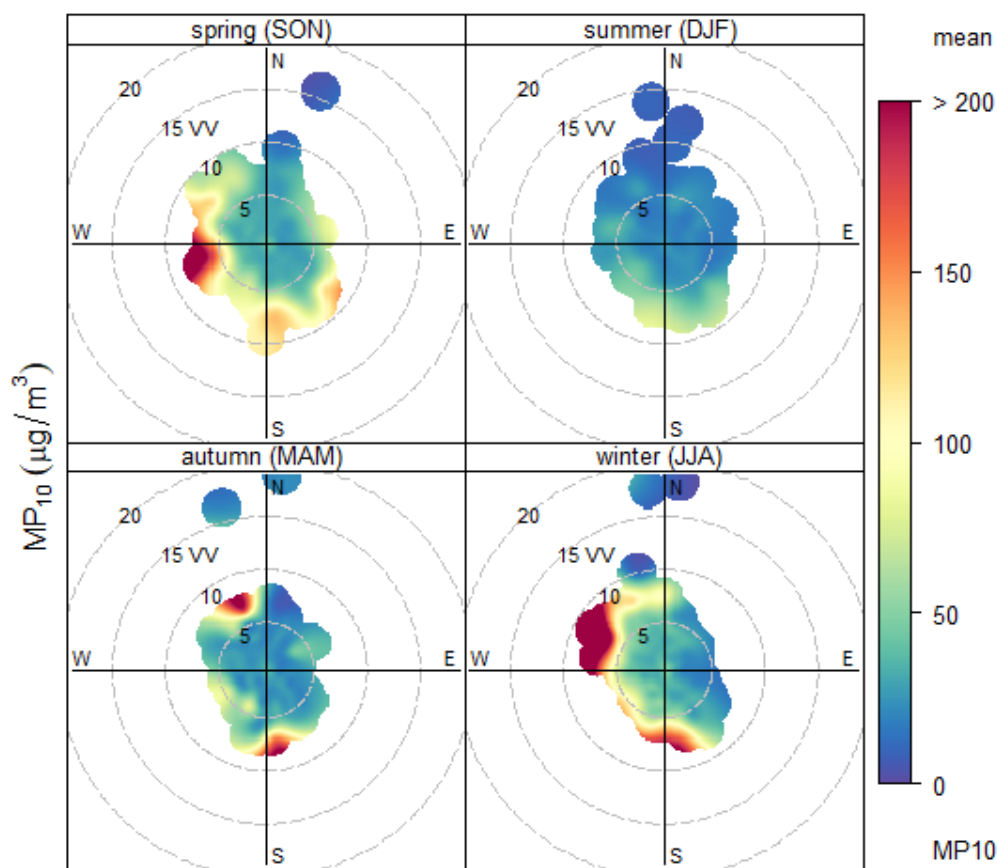
**Figura 3** - Concentração do MP<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>) em Marília de 2009 - 2020, divididos por estações do ano em função da velocidade e direção do vento



Fonte: os autores

Nota-se que para Marília, ambas estações (inverno e primavera) apresentaram maiores concentrações de MP<sub>10</sub>, que variaram de 50 µg/m<sup>3</sup> a até 140 µg/m<sup>3</sup> e se caracterizam por ventos oriundos das direções sudoeste, oeste e norte (Figura 3). Concentrações acima de 100 µg/m<sup>3</sup> foram registradas com velocidades do vento entre 8 e 10 m/s.

**Figura 4** - Concentração do MP<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>) em Paulínia de 2002 - 2020, divididos por estações do ano em função da velocidade e direção do vento



Fonte: os autores

Já para Paulínia, as estações do outono, inverno e primavera apresentaram maiores concentrações de MP<sub>10</sub>, que ultrapassaram 150 µg/m<sup>3</sup> e se caracterizam por ventos oriundos da direção noroeste, sudoeste, sul e oeste. Concentrações acima de 100 µg/m<sup>3</sup> foram registradas com velocidades do vento acima de 5 m/s.

Fica evidente (Figuras 3 e 4) que o vento tem relação direta com particulados em suspensão, uma vez que este é o mecanismo natural primário de transporte de partículas suspensas, sendo assim, quanto maior é sua velocidade, maior será a concentração de MP<sub>10</sub> transportado (COLLS; TIWARY, 2010). A coloração predominantemente azul-esverdeada no verão dos dois municípios, demonstra que a concentração média da estação se manteve abaixo do 50 µg/m<sup>3</sup>, com uma máxima de aproximadamente 60 µg/m<sup>3</sup>, medida que pode ser relacionada também aos ventos baixos que permaneceram nesta época do ano, enquanto nas demais estações, as máximas de concentração chegaram a ultrapassar a marca de 100 µg/m<sup>3</sup>.

No período de inverno e início da primavera, nos dois municípios, há influência dos chamados sistemas de alta pressão ocasionando condições desfavoráveis à dispersão do

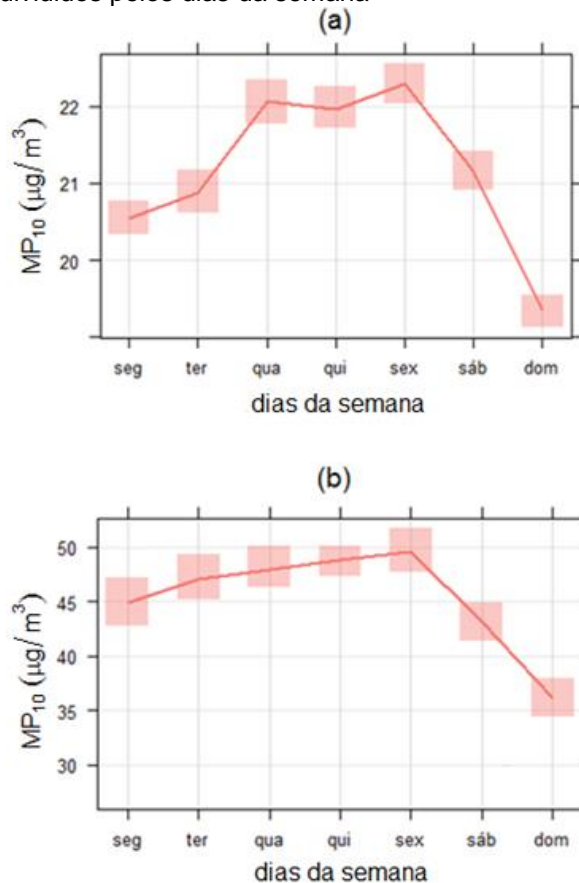
MP<sub>10</sub> (MARTINS; ANDRADE, 2008; MAZZOLI, 2013).

Outra condição para os maiores valores de concentração de MP<sub>10</sub> se apresentarem no período da primavera, seria o fato de se tratar de uma estação de transição entre um período seco de inverno para um período de chuvas, assim como se apresentar de forma extremamente heterogênea e similar ao período de inverno (seco) na região sudeste do país. Essa particularidade acaba acarretando o prolongamento do período de ausência de chuvas na primavera, assim como apresentando fenômenos característicos de épocas de inverno, como por exemplo inversões térmicas e bloqueios atmosféricos. Fenômenos esses que apresentam condições totalmente desfavoráveis a dispersão de poluentes em todo o estado de São Paulo (INMET, 2021).

### 3.3 Análise Temporal de MP<sub>10</sub>

A função *Time Variation*, apresentada nos itens da Figura 5, foi utilizada na verificação do “efeito final de semana” sobre a concentração de MP<sub>10</sub> nos municípios de Marília e Paulínia.

**Figura 5** - Concentração do MP<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>) em (a) Marília de 2009 – 2020 e (b) Paulínia de 2002 – 2020, divididos pelos dias da semana

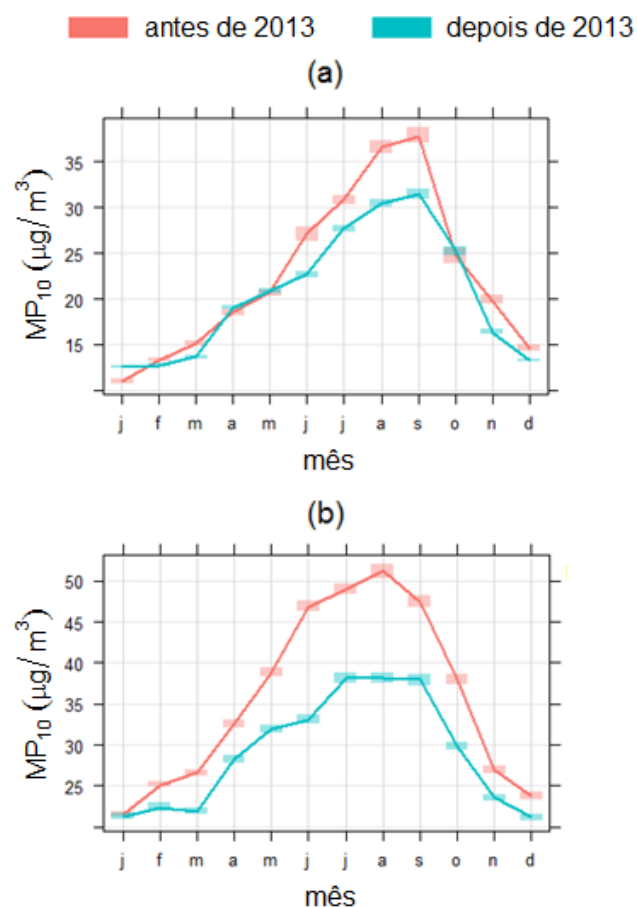


Fonte: os autores

Analisando a Figura 5, nota-se que dentre as médias semanais dos respectivos períodos analisados, a sua concentração foi mais alta durante os dias úteis e menor durante os finais de semana. Isso já era esperado, pois sabe-se que aos finais de semana tem-se uma considerável diminuição nas atividades industriais e na frota veicular em circulação. Esse efeito também foi encontrado no estudo conduzido por Unal *et al.* (2011), que verificaram que, em Istambul, as concentrações de  $MP_{10}$  foram bem mais elevadas em dias úteis se comparado aos finais de semana. Segundo os autores, o fato se justifica devido ao tráfego reduzido e à menor taxa de emissão industrial aos finais de semanas.

A Figura 6 apresenta as concentrações mensais nos períodos antes e depois de 2013. De modo geral, as concentrações depois de 2013 foram menores que as concentrações antes de 2013 nas duas cidades ( $p$ -valor < 0,001). Em Marília, a média do período antes de 2013 foi de  $22,54 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e no período depois de 2013 foi  $20,51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , uma redução na média de quase 9%. Em Paulínia, a redução foi ainda maior, chegando a quase 20%, passando de  $36,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (no período antes de 2013) para  $28,96 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (no período depois de 2013).

**Figura 6** - Comparativo das concentrações médias de  $MP_{10}$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) em (a) Marília de 2009 – 2020 e (b) Paulínia de 2002 – 2020, antes e depois de janeiro de 2013



Fonte: os autores

Nota-se que ambos os períodos apresentarem concentrações mensais de MP<sub>10</sub> bem abaixo dos padrões estabelecidos pelo Decreto Estadual (São Paulo, 2013) vigentes durante os anos de 2013 e 2020 (CETESB, 2022). Somente em Paulínia, no período antes de 2013, que os padrões atuais da OMS foram ultrapassados nos meses de junho até setembro (Figura 6b).

Evidências indicam que os principais fatores para essa redução foi tanto a execução do PREFE, como a implementação de medidas de redução de MP<sub>10</sub>, e outros poluentes, desenvolvidas desde então pela CETESB. Andrade *et al.* (2017) também destacaram a efetividade dessas medidas, principalmente, na redução das emissões de poluentes primários. Desta forma, fica evidente como políticas públicas relacionadas a qualidade do ar se mostram importantes como ferramentas de gestão ambiental. Com a alteração dos padrões estabelecidos pela OMS, sugere-se que novas medidas sejam adotadas, para que num breve futuro, esses padrões sejam atingidos.

#### **4 CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Por meio das análises gráficas de MP<sub>10</sub> realizadas para os dois municípios, foi possível constatar que apenas a cidade de Paulínia apresentou redução estatisticamente significativa de emissão deste poluente, ao longo dos anos. Além disso, foi possível verificar que o período de inverno e primavera apresentam concentrações mais elevadas de MP<sub>10</sub>, se comparado às outras estações, devido a influência de condições climáticas totalmente desfavoráveis a dispersão de poluentes (PIRAS *et al.*, 2019).

A velocidade e direção do vento tiveram relação direta com o MP<sub>10</sub>, uma vez que se trata de mecanismos naturais de transporte destas partículas suspensas. Assim, foi possível verificar que quanto maior a velocidade do vento, maior será a concentração de MP<sub>10</sub> transportado em determinada direção.

Em se tratando do efeito “final de semana”, constatou-se que sua concentração foi bem menor aos sábados e aos domingos, quando comparado aos dias úteis, possivelmente devido ao tráfego reduzido e à menor taxa de emissão industrial aos finais de semanas.

Os dados referentes as concentrações de MP<sub>10</sub> dos dois municípios, quando confrontados ao Decreto Estadual nº 59.113, indicaram que a partir de 2013, as concentrações do poluente apresentaram consideráveis reduções. Uma das razões para essa redução pode estar diretamente relacionadas a medidas de controle da emissão de material particulado estabelecidos pelo PREFE e pela CETESB ao longo dos últimos anos.

Apesar disso, novas medidas são necessárias num futuro próximo para novas melhorias na qualidade do ar, a fim de atingir os novos padrões estabelecidos pela OMS.

## REFERÊNCIAS

ALVES, D. D., RIEGEL, R. P., KLAUCK, C. R., CERATTI, A. M., HANSEN, J., CANSI, L. M., POZZA, S. A., DE QUEVEDO, D. M., OSÓRIO, D. M. M. Source apportionment of metallic elements in urban atmospheric particulate matter and assessment of its water-soluble fraction toxicity. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, 11, p. 12202–12214, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07791-8>

ANDRADE, F. M.; KUMAR, P.; FREITAS, D. E.; YNOUE, Y. R.; MARTINS, J.; NOGUEIRA, T.; MARTINEZ, P.; MIRANDA, M. R.; ALBUQUERQUE, P.; GONÇALVES, T. L. F.; OYAMA, B.; ZHANG, Y. Air quality in the megacity of São Paulo: Evolution over the last 30 years and future perspectives. **Atmospheric Environment**, v. 159, p. 66–82, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.03.051>

BRASIL Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 18** - Dispõe sobre a criação do Programa de Controle de Poluição do Ar por veículos automotores - publicado no diário oficial da união em 17 de junho de 1986.

CALASANS, N. C. **Cidades do Petróleo no Brasil**: expansão urbana e o não planejar em Paulínia (SP) e Macaé (RJ). Tese (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) – Programa de Pesquisa e Pós Graduação, Universidade de Brasília (UNB), 2017.

CARSLAW, D.C., ROPKINS, K. Openair — an R package for air quality data analysis. **Environmental Modelling & Software**, v. 27-28, p. 52–61, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.008>

CARSLAW, D.C. **The openair manual**: open-source tools for analysing air pollution data. Manual for version 1.1-4, King's College London, 2015.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Plano de redução de emissão de fontes estacionárias (PREFE)**. São Paulo, SP: 2014.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade do ar**, 2020. Disponível em: <https://qualar.cetesb.sp.gov.br/qualar>. Acesso: em :12 nov. 2020.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Padrões de Qualidade do ar**, 2022. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/padroes-de-qualidade-do-ar/>. Acesso em: 10 fev. 2022.

COHEN, A. J., BRAUER, M., BURNETT, R., ANDERSON, H. R., FROSTAD, J., ESTEP, K., BALAKRISHNAN, K., BRUNEKREEF, B., MORAWSKA, L., III, C. A. P., SHIN, H., STRAIF, K., SHADDICK, G., THOMAS, M., DINGENEN, R. VAN, DONKELAAR, A. VAN, VOS, T., MURRAY, C. J. L.; FOROUZANFAR, M. H. Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. **The Lancet**, v. 389, n. 10082, p. 1907–1918, 2015. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)30505-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)30505-6)

COLLS, J.; TIWARY, A. **Air pollution**: measurement, modelling and mitigation. 3. ed. New York: Routledge, 2010.

- DERÍSIO, J.C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 5. ed. 2017. 232 p.
- DOMINICK, D. J. H.; LATIF, M. T.; ZAIN, S. M.; ARIS, A. Z. Spatial assessment of air quality patterns in Malaysia using multivariate analysis. **Atmospheric Environment**, v. 60, p. 172–181, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.06.021>.
- GAMA C., MONTEIRO A., PIO C., MIRANDA A., BALDASANO J., TCHEPEL O. Temporal patterns and trends of particulate matter over Portugal: a long-term analysis of background concentrations. **Air Quality, Atmosphere & Health**, v. 11, p. 390-407, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11869-018-0546-8>
- IAG. Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo (IAG/USP). **Estação meteorológica do IAG/USP**, 2022. Disponível em: <http://www.estacao.iag.usp.br/seasons/index.php>. Acesso em: 04 fev. 2022.
- IARC - International Agency for Research on Cancer (2013) **Air pollution and cancer**. IARC Scientific publication no. 161, 2013.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Paulínia**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/paulinia/panorama>. Acesso em: 20 nov. 2020a.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Marília**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/Marília/panorama>. Acesso em: 20 nov. 2020b.
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/noticias/s%C3%A3o-paulo-capital-balan%C3%A7o-da-primavera-e-progn%C3%B3stico-para-o-ver%C3%A3o-2020-2021>. Acesso em: 04 abr. 2021.
- ISS - Instituto Saúde e Sustentabilidade. **Pesquisa: qualidade do ar no estado de São Paulo 2015 sob a visão da saúde**. 2017. Disponível em: [https://saudeesustentabilidade.org.br/wp-content/uploads/2017/12/Cetesb\\_Saude\\_FINAL\\_V2\\_WEB.pdf](https://saudeesustentabilidade.org.br/wp-content/uploads/2017/12/Cetesb_Saude_FINAL_V2_WEB.pdf). Acesso: 06 jul. 2021.
- KARAGULIAN, F.; BELIS, C. A.; DORA, C. F. C.; PRÜSS-USTÜN, A. M.; BONJOUR, S.; ADAIR-ROHANI, H. ; AMANN, M. Contributions to cities' ambient particulate matter (PM): A systematic review of local source contributions at global level. **Atmospheric Environment**, v. 120, p. 475–483, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.087>
- MARTINS. L. D.; ANDRADE, M. F.; Ozone Formation Potentials of Volatile Organic Compounds and Ozone Sensitivity to Their Emission in the Megacity of São Paulo, Brazil. **Water, Air & Soil Pollution**. v. 195, p. 201 – 213. 2008. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9740-x>
- MASELLI, B. S., GIRON, M. C. G., LIM, H., BERGVALL, C., WESTERHOLM, R., DREIJ, K., WATANABE, T., CARDOSO, A. A., UMBUZEIRO, G. A. & KUMMROW, F. (2019) Comparative mutagenic activity of atmospheric particulate matter from Limeira, Stockholm, and Kyoto. **Environmental and Molecular Mutagenesis**, v. 60, p. 607–616. <https://doi.org/10.1002/em.22293>
- MAZZOLI, C. R. **Estudo numérico da influência das mudanças climáticas e das emissões urbanas no ozônio troposférico da Região Metropolitana de São Paulo**. 2013. 162p. Tese (Doutorado em Ciências) – Departamento de Ciências Atmosféricas, Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 2013.
- MICHANOWICZ, D. R.; SHMOOL, J. L. C.; TUNNO, B. J.; TRIPATHY, S.; GILLOOLY, S.; KINNEE, E.; CLOUGHERTY, J. E. A hybrid land use regression/AERMOD model for predicting intra-urban variation in PM2.5. **Atmospheric Environment**, v. 131, p. 307–315, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.01.045>



MUNIR S.; GABR S.; HABEEBULLAH T.; JANAJRAH M. Spatiotemporal analysis of fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) in Saudi Arabia using remote sensing data. **Research Paper**. v. 19, p. 195 – 205, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2016.06.001>

NOGAROTTO, D. C.; POZZA, S. A. (2020). A review of multivariate analysis: is there a relationship between airborne particulate matter and meteorological variables? **Environmental Monitoring Assessment**, 192, n. 573, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08538-1>

PIRAS, G.; PINI, F.; GARCIA, D. A. Correlations of PM<sub>10</sub> concentrations in urban areas with vehicle fleet development, rain precipitation and diesel fuel sales. **Atmospheric Pollution Research**, v. 10, p. 1165-1179, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2019.01.022>

POZZA, S. A.; PENTEADO, C. S. G. **Monitoramento e Caracterização Ambiental**. São Carlos: EdUFSCar, 2015. p.72-73, 2015.

SÃO PAULO - Estado de São Paulo, **Decreto nº 59.113** - Define novos padrões de qualidade do ar e dá providências correlatas - publicado na Casa Civil em 23 de abril de 2013.

SCHWEIZER D.; CISNEROS, R.; TRAINA, S.; GHEZZEHEI, T. A.; SHAW, G. Using National Ambient Air Quality Standards for fine particulate matter to assess regional wildland fire smoke and air quality management. **Atmospheric Environment**. pp. 345 – 356, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.004>

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. **Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change**. 3. ed. New York: John Wiley & Sons, 2016.

SOPORAN, V. F.; NASCUTIU, L.; SOPORAN, B.; PAVAI, C. Case studies of methane dispersion patterns and odor strength in vicinity of municipal solid waste landfill of Cluj–Napoca, Romania, using numerical modeling. **Atmospheric Pollution Research**, v. 6, p. 312–321, 2015. <https://doi.org/10.5094/APR.2015.035>

UNAL, Y. S.; TOROS, H.; DENIZ, A.; INCECIK, S. Influence of meteorological factors and emission sources on spatial and temporal variations of PM<sub>10</sub> concentrations in Istanbul metropolitan area. **Atmospheric Environment**. v. 45, p. 5504- 5513, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.06.039>

VALENTINI, S.; BARNABA, F.; BERNARDONI, V.; CALZOLAI, G.; COSTABILE, F.; DI LIBERTO, L.; FORELLO, A. C.; GOBBI, G. P.; GUALTIERI, M.; LUCARELLI, F.; NAVA, S.; PETRALIA, E.; VALLI, G.; WIEDENSOHLER, A.; VECCHI, R. Classifying aerosol particles through the combination of optical and physical-chemical properties: Results from a wintertime campaign in Rome (Italy). **Atmospheric Research**, v. 235, p. 104799, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2019.104799>

VALLERO, D. A. **Fundamentals of Air Pollution**. Elsevier: 4th edition. 967 p. 2008.

VALOTTO, G.; VARIN, C. Characterization of hourly NO<sub>x</sub> atmospheric concentrations near the Venice International Airport with additive semi-parametric statistical models. **Atmospheric Research**, v. 167, p. 216–223, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2015.07.023>

WHO (World Health Organization). **WHO global air quality guidelines**. Disponível em: <https://www.who.int/news-room/questions-and-answers/item/who-global-air-quality-guidelines>. Acesso: 10 fev. 2022.