



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E
MEIO AMBIENTE



LARISSA CAVALCANTI DE SOUSA MEDEIROS

MONITORAMENTO DE MATERIAL PARTICULADO ATMOSFÉRICO NO
CENTRO DA CIDADE DE JOÃO PESSOA-PB

JOÃO PESSOA

2020

LARISSA CAVALCANTI DE SOUSA MEDEIROS

**MONITORAMENTO DE MATERIAL PARTICULADO ATMOSFÉRICO NO
CENTRO DA CIDADE DE JOÃO PESSOA-PB**

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Programa de Desenvolvimento e Meio
Ambiente da Universidade Federal da Paraíba,
para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Nataly Albuquerque dos Santos

Coorientador: Márcia Helena Pontieri

JOÃO PESSOA

2020

L323m Larissa Cavalcanti de Sousa Medeiros.

**MONITORAMENTO DE MATERIAL PARTICULADO
ATMOSFÉRICO NOCENTRO DA CIDADE DE JOÃO
PESSOA-PB / Larissa Cavalcanti de Sousa Medeiros. - João
Pessoa, 2020.
48 f.**

Orientação: Nataly Albuquerque dos Santos.

Coorientação: Márcia Helena Pontieri.

Dissertação (Mestrado) - UFPB/CCEN.

1. qualidade do ar. 2. material particulado. 3. poluição
atmosférica. I. Nataly Albuquerque dos Santos.
II. Márcia Helena Pontieri. III. Título.

UFPB/BC

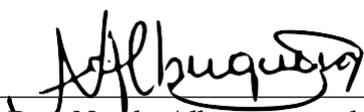
LARISSA CAVALCANTI DE SOUSA MEDEIROS

**MONITORAMENTO DE MATERIAL PARTICULADO ATMOSFÉRICO
NO CENTRO DA CIDADE DE JOÃO PESSOA-PB**

Dissertação apresentada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA – da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Aprovada em 21 de fevereiro de 2020.

BANCA EXAMINADORA

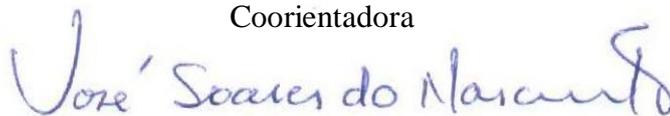


Prof.ª. Dra. Natály Albuquerque dos Santos

Universidade Federal da Paraíba
Orientadora



Prof.ª. Dra. Márcia Helena Pontieri
Universidade Federal da Paraíba
Coorientadora



Prof. Dr. José Soares do Nascimento
Universidade Federal da Paraíba
Examinador interno



Prof.ª. Dra. Cláudia de Oliveira Cunha
Universidade Federal da Paraíba
Examinadora externa

AGRADECIMENTOS

A Deus.

À minha família.

Aos amigos e professores.

À Universidade Federal da Paraíba.

À Superintendência de Administração do Meio Ambiente, especialmente a Samara, João Carlos, Marcelino e demais técnicos e estagiários que ajudaram no período de monitoramento.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior.

Ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

RESUMO

A poluição atmosférica, principalmente por material particulado, a cada dia se torna mais preocupante devido aos sérios problemas causados à saúde. De acordo com a Organização Mundial da Saúde, milhões de pessoas morrem todos os anos por doenças causadas pela poluição do ar. Segundo a Resolução CONAMA 491/2018 os órgãos ambientais dos municípios brasileiros devem realizar o monitoramento da qualidade do ar. Diante dessa necessidade, este trabalho teve como objetivo realizar um monitoramento de material particulado no centro da cidade de João Pessoa, que até então não haviam estudos de qualidade do ar realizados, com o objetivo de saber se as concentrações estavam dentro dos limites da resolução. Avaliar a relação das concentrações com as variáveis meteorológicas e fazer um monitoramento de 3 em 3 horas para observar como a concentração varia durante o dia. Foram feitas amostragens de MP2,5, MP10 e MP PTS com o equipamento HiVol 3000, no período de 10 dias de amostragem para cada tipo de material particulado, utilizando filtro de fibra de vidro para reter o material. O equipamento ficou instalado no prédio da SUDEMA- Superintendência de Administração do Meio Ambiente, localizado no centro de João Pessoa. As concentrações de material particulado foram determinadas pelo método gravimétrico. A CONAMA 491/2018, estabelece que as concentrações de MP2,5 não devem exceder o valor de $60\mu\text{g}/\text{m}^3$ no Período Intermediário 1 (PI1) e de $25\mu\text{g}/\text{m}^3$ no Período Final, para MP10, no (PI1) é de $120\mu\text{g}/\text{m}^3$ e no Período Final é de $50\mu\text{g}/\text{m}^3$ e para PTS não podem exceder $240\mu\text{g}/\text{m}^3$ diários. Foram encontradas as seguintes concentrações: para MP2,5 ($8,7013 \pm 1,6969\mu\text{g}/\text{m}^3$), para MP10 ($20,8561 \pm 3,0295\mu\text{g}/\text{m}^3$) e para MP PTS ($30,6057 \pm 3,9618\mu\text{g}/\text{m}^3$). As concentrações encontradas estavam abaixo dos limites estabelecidos pela Conama, caracterizando uma boa qualidade no ar nesse ponto da cidade. Para avaliar as correlações entre as concentrações de material particulado e as variáveis meteorológicas, foram calculados os coeficientes de correlação de Pearson a um nível de significância de 5% ($p \leq 0,05$). O MP2,5 teve maior correlação positiva com a temperatura, o MP10 teve maior correlação positiva com a velocidade dos ventos e o PTS obteve maior correlação negativa com a temperatura. O monitoramento de 3 em 3 horas durante um dia, mostrou que as concentrações variam de acordo com o fluxo de veículos em determinados horários.

Palavras-chave: qualidade do ar, material particulado, poluição atmosférica.

ABSTRACT

Air pollution, mainly from particulate matter, is becoming more and more worrying due to serious health problems. According to the World Health Organization, millions of people die every year from illnesses caused by air pollution. According to CONAMA Resolution 491/2018, environmental agencies in Brazilian municipalities must monitor air quality. In view of this need, this study aimed to monitor particulate material in the center of João Pessoa, which until then had not carried out air quality studies, in order to find out if the concentrations were within the resolution limits. Assess the relationship between concentrations and meteorological variables and monitor every 3 hours to observe how the concentration varies during the day. Samples of MP2.5, MP10 and MP PTS were taken with the HiVol 3000 equipment, within 10 days of sampling for each type of particulate material, using a glass fiber filter to retain the material. The equipment was installed in the SUDEMA - Environment Administration Superintendence building, located in the center of João Pessoa. The concentrations of particulate material were determined by the gravimetric method. CONAMA 491/2018 establishes that the concentrations of MP2.5 must not exceed the value of $60\mu\text{g} / \text{m}^3$ in Intermediate Period 1 (PI1) and $25\mu\text{g} / \text{m}^3$ in the Final Period, for MP10, in (PI1) is $120\mu\text{g} / \text{m}^3$ and in the Final Period it is $50\mu\text{g} / \text{m}^3$ and for PTS they cannot exceed $240\mu\text{g} / \text{m}^3$ daily. The following concentrations were found: for MP2.5 ($8.7013 \pm 1.6969\mu\text{g} / \text{m}^3$), for MP10 ($20.8561 \pm 3.0295\mu\text{g} / \text{m}^3$) and for MP PTS ($30.6057 \pm 3.9618\mu\text{g} / \text{m}^3$). The concentrations found were below the limits established by Conama, characterizing a good quality in the air in that point of the city. To assess the correlations between particulate matter concentrations and meteorological variables, Pearson's correlation coefficients were calculated at a significance level of 5% ($p \leq 0.05$). The MP2.5 had a greater positive correlation with the temperature, the MP10 had a greater positive correlation with the wind speed and the PTS obtained a greater negative correlation with the temperature. Monitoring every 3 hours for a day showed that concentrations vary according to the flow of vehicles at certain times.

Key-words: air pollution, particulate matter, air quality.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Amostrador de grandes volumes marca Ecotech, modelo HiVol HVS 3000, utilizado para do Material Particulado Atmosférico mais o sensor de velocidade do vento.	24
Figura 2. Inlet para material particulado de tamanho até 10 μm , fabricado pela Ecotech (a), parte interior do inlet onde acontece a separação das partículas (b).....	24
Figura 3. Inlet para material particulado de tamanho até 2,5 μm , fabricado pela Ecotech (a), parte interior do inlet onde acontece a separação das partículas (b).....	25
Figura 4. Filtro de fibra de vidro tipo EMFAB TX40H120-WW, fabricado pela Pall... 26	
Figura 5. Balança analítica da marca Shimadzu, modelo AUW220D, com precisão de 0,01mg.....	27
Figura 6. Concentrações de Material Particulado MP2,5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), para as amostras realizadas de 01 a 11 de novembro de 2019. Amostragem de 24 horas.	28
Figura 7. Concentração de MP2,5 em função das variáveis meteorológicas pressão atmosférica, temperatura, direção dos ventos e velocidade dos ventos respectivamente.	31
Figura 8. Concentrações de Material Particulado MP10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), para as amostras realizadas de 12 a 22 de novembro de 2019. Amostragem de 24 horas.	33
Figura 9. Concentração de MP10 em função das variáveis meteorológicas pressão atmosférica, temperatura, direção dos ventos, velocidade dos ventos e umidade relativa.	36
Figura 10. Concentrações de Material Particulado MP PTS ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), para as amostras realizadas de 22/11/2019 à 02/12/2019, amostragem de 24 horas.	38
Figura 11. Concentração de MP PTS em função das variáveis meteorológicas pressão atmosférica, temperatura, direção dos ventos, velocidade dos ventos e umidade relativa.	40
Figura 12. Concentração de material particulado PTS na amostragem de 3 em 3 horas no dia 03/12/2019.	41

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Padrões nacionais atuais de qualidade do ar.	19
Tabela 2. Padrões Europeus de Qualidade do ar.	20
Tabela 3. Valores de concentração de MP2,5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) e das variáveis meteorológicas para as amostras coletadas entre 01 e 11 de novembro de 2019.	28
Tabela 4. Correlação entre a concentração de MP2,5 e as variáveis meteorológicas.	30
Tabela 5. Valores de concentração de MP10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) e das variáveis meteorológicas para as amostras coletadas entre 12 e 22 de novembro de 2019.	32
Tabela 6. Concentrações de MP10 em outros estados brasileiros de acordo com o IEMA.	34
Tabela 7. Concentrações de PM10 encontrados em outros estudos realizados no Brasil.	34
Tabela 8. Correlação entre a concentração de MP10 e as variáveis meteorológicas.	35
Tabela 9. Valores de concentração de MP PTS ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) e das variáveis meteorológicas para as amostras coletadas entre 22 de novembro de 2019 a 02 de dezembro de 2019.	37
Tabela 10. Concentração de PTS em outros estados brasileiros.	38
Tabela 11. Concentrações de PM PTS encontrados em outros estudos realizados no Brasil.	39
Tabela 12. Correlação da concentração de PTS com as variáveis meteorológicas.	39

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	11
1.1 Hipótese	13
1.2 Objetivos	13
1.2.1 Objetivo geral	13
1.2.2 Objetivos específicos.....	13
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	14
2.1 Poluição atmosférica	14
2.1.1 Efeitos à saúde	14
2.1.2 Efeitos ao meio ambiente	15
2.1.3 Material Particulado	17
2.2 Legislação para qualidade do ar no Brasil e Europa.....	18
2.3 Mobilidade Urbana	21
2.4 Biocombustíveis	21
3. MATERIAIS E MÉTODOS	23
3.1 Área de estudo	23
3.2 Qualidade do ar.....	23
3.2.1 Amostrador de grandes volumes (AGV)	23
3.2.2 Amostragem	25
3.2.3 Análise gravimétrica	26
3.2.4 Parâmetros Meteorológicos	27
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	27
4.1 Material Particulado com diâmetro $<2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$	27
4.2 Material Particulado com diâmetro $<10 \mu\text{g}/\text{m}^3$	31
4.3 PTS (Partículas Totais em Suspensão $<50 \mu\text{g}/\text{m}^3$)	36
5 CONCLUSÃO.....	42

1. INTRODUÇÃO

A atmosfera é composta por partículas e gases que interagem entre si, tanto quimicamente quanto fisicamente, o que opera para conservar as propriedades químicas na atmosfera e o equilíbrio radioativo do planeta. Atmosfera possui uma concentração natural de elementos, mas, quando essas concentrações se elevam, as partículas e gases tenderão a causar efeito contrário, tornando-se poluentes atmosféricos como o CO, NO_x, NO₂, O₃ (SEINFELD & PANDIS, 2006).

Os poluentes atmosféricos são entendidos como qualquer forma de energia ou matéria que apresente níveis de quantidade, intensidade, tempo, concentração ou características que se encontram incompatíveis com os níveis pré-determinados. Além de terem a capacidade de tornar o ar prejudicial à saúde, inadequado ao bem-estar da população, lesivo à fauna, flora e materiais, adverso à segurança, ao uso e desfrute das atividades comuns da comunidade (CONAMA, 1990)

A poluição do ar é o maior risco ambiental para a saúde em todo o mundo. A Organização Mundial da Saúde (OMS) estima que 3 milhões de mortes são causadas pela poluição atmosférica a cada ano (LEE *et al.*, 2019).

A expansão das atividades econômicas levou a um aumento no consumo global de energia, o que, por sua vez, provocou sérios problemas ambientais, como o aquecimento global que tem como principal causa a emissão de gases de efeito estufa (GEE), dos quais 72% é dióxido de carbono (CO₂) (QIAO *et al.*, 2019).

A urbanização é um fator que afeta as emissões de dióxido de carbono tanto nos países desenvolvidos quanto nos países em desenvolvimento. Devido à urbanização, o número de veículos aumenta e isso afeta diretamente as condições climáticas (ALI *et al.*, 2019).

Diante de um cenário de elevados índices de poluição, acordos, protocolos e conferências internacionais aconteceram no mundo para reagir às mudanças do clima e estimular os países presentes a combater os impactos causados por estas mudanças. Como a conferência de Estocolmo, em 1972, a Eco-92 ou Rio-92; Protocolo de Kioto, assinado em 1997, a Rio+10, em 2002, e a Rio+20, em 2012. O mais recente é o Acordo de Paris, de 2015, que tem como foco ter as emissões de poluentes consideravelmente reduzidas na atmosfera até 2030 (REPORT OF THE CONFERENCE OF THE PARTIES, 2016)

O Acordo de Paris permitiu que cada país membro, elaborasse seu plano de mitigação das emissões de poluentes de acordo com seu cenário atual. O Brasil se comprometeu em reduzir as emissões de GEE em 37% em relação aos níveis de 2005 até 2025, chegando a uma redução de 43% até 2030 (BRASIL, 2018).

Como uma das ações para o atingir as metas que se comprometeu, em 2017 o governo brasileiro instituiu a lei Nº 13.576/2017, que dispõe sobre a Política Nacional de Biocombustíveis, conhecida como Programa RenovaBio. Esse programa, incentiva o desenvolvimento de biocombustíveis de fontes renováveis em substituição ao combustível de origem fóssil, pois assim, contribui para redução das emissões de poluentes na atmosfera e melhoria da qualidade do ar (BRASIL, 2017).

O Programa Renovabio deve aquecer a produção e utilização de biocombustíveis, fazendo com que a emissão de CO₂ diminua alterando também os níveis de emissão de outros importantes poluentes atmosféricos, entre eles, o Material Particulado (MP).

Em 1989, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), criou o PRONAR, Programa Nacional de Controle de Qualidade do Ar (Resolução CONAMA 05/1989) e em 1990 foram estabelecidos os valores para os padrões de Qualidade do Ar através da Resolução CONAMA 03/1990 e que deveriam ser seguidos por todos os Estados da Federação. Entre os padrões de Qualidade do ar, estabelecidos por essa Resolução estavam o controle de Partículas Totais em Suspensão (PTS) e Partículas inaláveis (MP10).

No ano de 2018, foi instituída uma nova resolução, a Res. CONAMA 491/2018, que substitui a Resolução CONAMA 03/1990, alterando alguns limites dos Padrões de Qualidade do ar e adiciona o MP2,5 como padrão de controle obrigatório.

Apesar do PRONAR existir desde 1989, o monitoramento da qualidade do ar no Brasil ainda é escasso, poucos estados realizam esse monitoramento. As regiões Norte, Centro-Oeste e Nordeste são as que apresentam maior escassez no acompanhamento da qualidade do ar (Instituto Saúde e Sustentabilidade, 2014).

A cidade de João Pessoa, na Paraíba, é um dos municípios que não possui um acompanhamento da qualidade do ar. Portanto, a proposta desta pesquisa é realizar medição da concentração de MP No centro da cidade a fim de verificar se os níveis de concentração estão em conformidade com os valores permitidos pela legislação brasileira.

1.1 Hipótese

Nesse contexto, testa-se a seguinte hipótese: O centro de João Pessoa por ter um elevado fluxo de veículos, apresenta altas concentrações de material particulado.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo geral

Monitorar o material particulado atmosférico no centro do município de João Pessoa-PB.

1.2.2 Objetivos específicos

Medir a concentração de material particulado PTS, MP₁₀ e MP_{2,5} no centro de João Pessoa.

Avaliar se os níveis de concentração de material particulado estão dentro dos padrões estabelecidos pela legislação brasileira.

Avaliar a concentração de material particulado em um período específico de 3 em 3 horas.

Analisar a relação das variáveis meteorológicas com as concentrações de material particulado.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Poluição atmosférica

A poluição atmosférica afeta tanto o ecossistema da Terra a nível continental e global como a cada indivíduo a nível local. Sem negar a importância de fontes naturais de poluição atmosférica, como tempestades de poeira e vulcões, a poluição mais grave é causada por atividades humanas, principalmente nos setores industriais e de transporte.

A poluição atmosférica é formada por uma mistura de partículas, conhecidas como Material Particulado (MP) e gases, ambos emitidos por fontes naturais ou antropogênicas. As principais fontes antropogênicas são as indústrias, os veículos automotores, usinas termoelétricas e queima de biomassa e combustíveis fósseis (ARBEX, *et al.*, 2012).

Os poluentes atmosféricos podem ser classificados como primários, quando são emitidos diretamente para a atmosfera como CO, NO_x, SO₂ e material particulado MP, ou secundários como o ozônio troposférico O₃, quando são formados na atmosfera por reações entre os poluentes primários, muitas vezes sintetizados pela radiação solar (SITARAS & SISKOS, 2008).

A urbanização é um dos fatores que afetam as emissões de poluentes tanto nos países desenvolvidos quanto nos países em desenvolvimento. Devido à urbanização, o número de veículos aumenta e isso afeta diretamente as condições climáticas (ALI *et al.*, 2019). A crescente demanda de energia leva ao uso frequente de fontes de energia baseadas em combustíveis fósseis (carvão, petróleo e gás), causando sérias preocupações ambientais pois são as principais fontes de poluição atmosférica (DANISH & WANG, 2019).

O nível atual de poluição do ar tem potencial de afetar os mecanismos naturais da atmosfera. A população mundial vive com mais exposição ao ar poluído principalmente em ambientes urbanizados e em países em desenvolvimento, onde combustíveis sólidos e líquidos, de origem fóssil, são usados comumente em suas necessidades domésticas básicas como no aquecimento, iluminação e cocção de alimentos (ARBEX *et al.*, 2012).

2.1.1 Efeitos à saúde

A Organização Mundial da Saúde (OMS) estima que 3 milhões de mortes são causadas pela poluição atmosférica a cada ano. As concentrações de poluição em todo o

mundo frequentemente excedem os níveis de segurança, estimando-se que 90% da população viva em áreas onde os poluentes excedem os níveis das diretrizes da OMS (LEE *et al.*, 2019).

A poluição do ar causa efeitos adversos na saúde humana, principalmente no funcionamento do sistema respiratório. As partículas atmosféricas são classificadas como poluentes, pois tem o potencial de afetar adversamente à saúde, visibilidade e ciclo biogeoquímico nos ecossistemas (PRAHBU *et al.*, 2019) .

Estudos mostram o alto risco de morbidade e mortalidade devido ao material particulado medindo menos de 2,5 µm (PM_{2,5}) para infarto do miocárdio (MUSTAFIĆ, *et al.*, 2012), doenças cardiovasculares (ANDERSON *et al.*,2011), diabetes (DESIKAN, 2017), doença pulmonar e câncer de pulmão (RAASCHOU-NIELSEN, *et al.*, 2013). Guo *et al.*, 2017 demonstraram que a poluição do ar contribui para os casos de acidente vascular cerebral (AVC), o que torna a poluição do ar um fator de risco potencial. Considerado um grande problema para a saúde pública sendo o AVC a primeira causa de incapacidade motora e a segunda causa de distúrbio cognitivo e morte no mundo (GRABER *et al.*, 2019).

Como principal fator de risco ambiental, a poluição do ar causa e agrava várias doenças. Fatores ambientais são responsáveis por 40-70% de todas as doenças autoimunes e a exposição à poluição do ar pode elevar tanto a incidência quanto a gravidade da doença autoimune, como a diabetes mellitus tipo 1, artrite reumatoide e esclerose múltipla (ZHAO *et al.*, 2019).

A exposição de gestantes a poluentes atmosféricos, incluindo óxidos de nitrogênio (NO₂, NO_x), material particulado (PM₁₀, PM_{2,5}), monóxido de carbono (CO) e ozônio (O₃) e suas combinações representadas por várias fontes têm sido associadas a complicações na gravidez e problemas como pré-eclâmpsia, diabetes gestacional, parto prematuro e baixo peso ao nascer. Também afeta o desenvolvimento fetal, especialmente o neurodesenvolvimento da criança (YAN *et al.*, 2019).

2.1.2 Efeitos ao meio ambiente

A poluição ambiental, especificamente a poluição atmosférica, provoca inúmeros impactos negativos. Além de comprometer a saúde, também interfere drasticamente nas condições naturais do meio ambiente.

A mudança climática é um grande risco para a humanidade. Na Conferência das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas, que ocorreu em Paris, 195 países concordaram com um plano para reduzir as emissões de CO₂ e outros gases de efeito estufa, visando diminuir o aumento da temperatura global a menos de 2°C. Parte da radiação solar entra na atmosfera e aquece sua superfície. Com isso, a energia é reemitida em forma de infravermelho, a maior parte da qual é absorvida pelo CO₂ e vapor de água na atmosfera atuando como um cobertor em torno da Terra. Sem esse efeito estufa natural, a temperatura média da superfície cairia para cerca de -21 ° C. Mas, as concentrações de CO₂ na atmosfera vem aumentando ano a ano à medida que são queimados combustíveis fósseis, emitindo gases poluentes em excesso o que aumenta o efeito estufa natural e aquece o planeta (ANDERSON *et al.*, 2016).

A poluição no meio urbano, com a emissão de material particulado na atmosfera, causa diversos impactos ao meio ambiente como: redução da radiação solar, aumento da presença de núcleos de condensação que potencializa a precipitação provocando chuvas mais intensas, produz o efeito “smog” fotoquímico. Durante os episódios de efeito “smog” as concentrações de PM_{2,5} no ar ambiente atingem um nível que reduz significativamente a visibilidade do ar atmosférico. O “smog” impede todos os modos de transporte por estrada, trem e avião. O PM_{2,5} é um precursor do “smog” e, portanto, também pode modular os padrões climáticos, o ciclo hidrológico e reduzir a produtividade agrícola (SAWLANI *et al.*, 2019).

A chuva ácida quando se precipita no meio ambiente afetam negativamente as florestas, lagos, causam a corrosão de monumentos, prejudica a saúde humana e dos ecossistemas. A chuva ácida é um resultado da poluição do ar e as principais fontes de chuva ácida são o dióxido de enxofre e os óxidos de nitrogênio. Esses óxidos reagem na água da chuva para produzir ácidos mais fortes e podem diminuir o pH para 4,5 ou mesmo 3,0. O comportamento mecânico dos solos é significativamente influenciado por mudanças nas propriedades químicas do meio. Até o final da década de 1970, o problema da chuva ácida estava restrito apenas aos países europeus e norte-americanos. No entanto, o aumento da urbanização e industrialização em países em desenvolvimento também forneceu uma base para a ocorrência de chuva ácida (BAKHSHIPOUR *et al.*, 2016).

A camada de ozônio localizada na estratosfera que encobre planeta tem como objetivo proteger contra a radiação solar através da absorção dos raios ultravioleta. Os principais causadores da destruição da camada de ozônio são os clorofluorcarbonos (CFC) muito utilizados na indústria como propulsor de aerossóis e como líquidos

refrigerantes. Na década de 1930 os CFCs chegaram a ser considerados inofensivos, mas a partir dos anos 70, estudos provaram que, uma molécula de CFC é capaz de destruir mais de mil moléculas de ozônio perante o efeito da radiação solar (BRILHANTE & CALDAS, 1999).

O ozônio troposférico (O_3), diferente do ozônio estratosférico que protege a terra da radiação, é considerado altamente poluente, se forma através de reações químicas com outros poluentes atmosféricos, como compostos orgânicos voláteis, óxidos de nitrogênio e monóxido de carbono, portanto, é um poluente secundário. As emissões antropogênicas, como as industriais, automobilísticas e os incêndios, são consideradas as três principais fontes dos precursores de O_3 (MA *et al.*, 2018).

2.1.3 Material Particulado

O material particulado (PM) é uma mistura complexa de partículas sólidas e líquidas, com vários tamanhos, formas e composições químicas de múltiplas fontes (MA *et al.*, 2019). O MP é geralmente classificado pelo seu diâmetro aerodinâmico em PTS, PM10, ou PM2,5. O PTS (partículas totais em suspensão) corresponde a todas as partículas suspensas no ar, o PM10 também chamado de partículas torácicas, porque ficam alojadas na parte superior do trato respiratório, corresponde ao diâmetro aerodinâmico de partículas menores ou iguais a 10 micrômetros (μm) e PM2,5 (partículas finas) tem menos de 2,5 μm de diâmetro (YANG *et al.*, 2016).

O material particulado (PM) foi recentemente colocado em evidência devido ao seu efeito negativo na qualidade do ar ambiente e na saúde humana. Devido à sua longa vida útil (7 a 10 dias), a MP tem impacto nas escalas local e regional. As atividades humanas, como produção industrial, transporte, residencial, geração de energia e agricultura são as principais fontes de PM. Além de levar em consideração seus impactos em diferentes escalas, a identificação e a quantificação de fontes são cruciais para uma gestão adequada da qualidade do ar e estratégias de controle de emissões (ZHANG *et al.*, 2018).

As emissões dos veículos rodoviários representam cerca de 70-80% dos poluentes que entram no ar. Baseando-se nos resultados da investigação, a poluição com pequenas partículas, com diâmetro não superior a 10 μm (PM10, PM2,5), é um dos problemas mais graves de qualidade do ar nas cidades. Suas concentrações médias diárias em áreas urbanas excedem os padrões a cada ano (BALTRÉNAS *et al.*, 2017). O material

particulado (MP) emitido pela combustão de combustíveis fósseis é a principal causa da poluição do ar (FENG *et al.*, 2018).

Nas últimas décadas, a degradação da qualidade do ar associada ao material particulado aerotransportado (MP) de tamanhos respiráveis tem sido observada em regiões com economias de crescimento rápido em todo o mundo. O MP afeta a saúde humana, o clima, visibilidade e ecossistemas naturais. Grandes áreas urbanas são significativamente poluídas por MP (TORO *et al.*, 2019; THACH, *et al.*, 2010; UHEREK, *et al.*, 2010; KIM, *et al.*, 2006; KIM, *et al.*, 2017).

O material particulado (MP) está associado aos efeitos adversos à saúde humana, principalmente quanto menores são as partículas. As partículas finas (PM_{2,5}; partículas com diâmetro aerodinâmico $D_p \leq 2,5 \mu\text{m}$), e ainda mais ultrafinos PM (PM_{0,1}; $D_p \leq 100 \text{ nm}$), presentes no ar e principalmente resultantes de processos de combustão, são os principais contribuintes de doença respiratória e mortalidade (BUIARELLI *et al.*, 2019).

2.2 Legislação para qualidade do ar no Brasil e Europa

Para entender o cenário nacional voltado para questões ambientais, é necessário conhecer a legislação vigente e as políticas públicas existentes no âmbito nacional. Com o intuito de conciliar crescimento econômico e a preservação ambiental, foi criada uma política nacional em prol da prevenção e controle da qualidade do ar no país. O CONAMA, através da Resolução no 05 de 15 de junho de 1989, criou o PRONAR - Programa Nacional de Controle de Qualidade do Ar que tem como princípio “*permitir o desenvolvimento econômico e social do país de forma ambientalmente segura, pela limitação dos níveis de emissão de poluentes por fontes de poluição atmosférica*” (BRASIL, 2018)

O PRONAR foi estabelecido com uma estratégia para estabelecer os limites nacionais para as emissões, classificar os níveis ideais para qualidade do ar, monitoramento, licenciamento ambiental e inventário nacional de fontes e poluentes do ar. Outros programas surgiram para complementar o PRONAR e melhorar a gestão do programa, como: Programa de Controle da Poluição por Veículos Automotores (PROCONVE); Programa Nacional de Controle da Poluição Industrial (PRONACOP);

Programa Nacional de Avaliação da Qualidade do Ar; Programa Nacional de Inventário de Fontes Poluidoras do Ar e Programas Estaduais de Controle da Poluição do Ar (BRASIL, 2018).

Os padrões nacionais para qualidade do ar no Brasil, observados na Tabela 1, foram determinados pela Resolução do CONAMA nº. 491, de 19 de novembro de 2018, que revogou as Resoluções n. 03, de 28 de junho de 1990, e parte da Resolução n. 05, de 15 de junho de 1989 para atender as diretrizes da Organização Mundial da Saúde.

Tabela 1. Padrões nacionais atuais de qualidade do ar.

Poluente Atmosférico	Período de referência	PI-1 µg/m ³	PI-2 µg/m ³	PI-3 µg/m ³	PF µg/m ³	PF ppm
Material Particulado -MP10	24 horas	120	100	75	50	-
	Anual ¹	40	35	30	20	-
Material Particulado - MP2,5	24 horas	60	50	37	25	-
	Anual ¹	20	17	15	10	-
Dióxido de enxofre - SO₂	24 horas	125	50	30	20	-
	Anual ¹	40	30	20	-	-
Dióxido de Nitrogênio - NO₂	1 hora ²	260	240	220	200	-
	Anual ¹	60	50	45	40	-
Ozônio - O₃	8 horas ³	140	130	120	100	-
Fumaça	24 horas	120	100	75	50	-
	Anual ¹	40	35	30	20	-
Monóxido de Carbono - CO	8 horas ³	-	-	-	-	9
Partículas Totais em Suspensão - PTS	24 horas	-	-	-	240	-
	Anual ⁴	-	-	-	80	-
Chumbo - Pb⁵	Anual ¹	-	-	-	0,5	-

¹ - média aritmética anual

² - média horária

³ - máxima média móvel obtida no dia

⁴ - média geométrica anual

⁵ - medido nas partículas totais em suspensão

Fonte: Resolução do Conama nº491 de 19 de novembro de 2018.

Com a Resolução do CONAMA nº491 de 19 de novembro de 2018, atualização da resolução de 1990, foi atribuído aos órgãos ambientais de cada município o monitoramento da qualidade do ar, além da elaboração anual dos resultados do

monitoramento para a população. A SUDEMA – Superintendência da Administração do Meio Ambiente é o órgão responsável pelas questões ambientais do Estado da Paraíba que até então não realizava esse tipo de monitoramento.

Desde a década de 1970, quando políticas públicas para a qualidade do ar foram adotadas na União Europeia (EU), a emissão de poluentes na atmosfera foi consideravelmente reduzida. As emissões que partem principalmente do setor de transportes, indústria e geração de energia elétrica são reguladas e estão reduzindo, mesmo que ainda não acompanhem a demanda prevista. Uma medida que permitiu a melhoria desse cenário foi definir limites para emissão de determinados poluentes que são dispersados na atmosfera em toda Europa (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2013).

A União Europeia (EU) possui um sistema gestor da qualidade do ar instruído pela Diretiva 2008/50/EC e busca atender os diversos cenários econômicos, sociais, políticos e culturais de cada Estado-membro e cada país é responsável por aplicar mecanismos que garantam que os níveis das emissões sejam inferiores ao valor máximo determinado para o poluente abordado. Foram estabelecidos valores limites para os seguintes componentes: material particulado (MP10 e MP2,5), SO₂, NO₂, CO, chumbo e benzeno. Valores-alvos foram determinados também para o MP2,5, para o ozônio (O₃), arsênio (As), cádmio (Cd), níquel (Ni) e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs). Os principais poluentes capazes de impactar negativamente nos ecossistemas e na saúde humana podem ser vistos na Tabela 2 (INSTITUTO DE ENERGIA E MEIO AMBIENTE, 2012).

Tabela 2. Padrões Europeus de Qualidade do ar.

Diretriz Européia de Qualidade do Ar		Padrão da Organização Mundial De Saúde	
Poluente	Período Médio	Concentração legal	Concentração
PM _{2,5}	horária		25 µg/m ³
PM _{2,5}	Anual	limite, 25 µg/m ³	10 µg/m ³
PM ₁₀	horária	limite, 50 µg/m ³	50 µg/m ³
PM ₁₀	Anual	limite, 40 µg/m ³	20 µg/m ³
O ₃	máximo diário	limite, 120 µg/m ³	100 µg/m ³
NO ₂	horária	limite, 200 µg/m ³	200 µg/m ³
NO ₂	anual	limite, 40 µg/m ³	40 µg/m ³

Fonte: Diretiva européia de qualidade do ar, 2008.

2.3 Mobilidade Urbana

Os sistemas de transporte foram considerados as forças motrizes do desenvolvimento econômico e social ao longo do século XX, porém, as atividades de transporte urbano são um dos principais contribuintes para a poluição ambiental, principalmente nas cidades que possuem altos níveis de motorização e a dependência automobilística é o modo dominante de viagens individuais. Cerca de 25% das emissões do transporte de CO₂ são causadas pelo transporte urbano, das quais 58% podem ser atribuídas ao transporte de passageiros. De acordo com as projeções de urbanização da Organização das Nações Unidas (ONU), atualizadas em 2018, 55% da população mundial vive em áreas urbanas em 2018, e essa proporção deverá aumentar até 68% até 2050. Isso levanta a preocupação de como garantir a urbanização sustentável, crescimento e o desenvolvimento das megacidades (CANITEZ., 2019).

A mobilidade urbana é considerada a principal fonte de poluição do ar nas áreas urbanas, pois os combustíveis fósseis são fonte de material particulado. Vários fatores em conjunto com o tráfego urbano e com o ambiente em que ele acontece pode influenciar o grau de poluição do ar, como por exemplo, a idade média dos veículos, tipo de energia utilizada, a potência do motor, condições de tráfego, estado das infra-estruturas rodoviárias, posição e altura dos edifícios, entre outros. Assim, fica claro que a gravidade da poluição do ar da mobilidade cotidiana é maior nas áreas urbanas e esse cenário exige que as autoridades locais implementem políticas de mobilidade sustentável (MRAIHI *et al.*, 2015).

2.4 Biocombustíveis

Hoje, os combustíveis fósseis representam quase 80% da energia primária consumidos no mundo, dos quais 58% são consumidos pelo setor de transportes. Como a demanda global por combustíveis fósseis está aumentando e sua oferta está diminuindo, há uma necessidade de combustíveis alternativos que sejam renováveis e sustentáveis. Os biocombustíveis são uma alternativa importante, com potencial para substituir os combustíveis fósseis tradicionais. Os biocombustíveis surgiram como uma das fontes de combustível sustentáveis mais importantes estrategicamente e são considerados importantes no progresso no sentido de limitar as emissões de gases de efeito estufa, melhorar a saúde ambiental e encontrar novos recursos energéticos (RAUD *et al.*, 2019).

No Brasil, a participação da energia renovável no consumo total de energia está em torno de 42%, tornando-se líder mundial no uso de energia a partir de fontes de renováveis. 18% da energia utilizada é a bioenergia da cana-de-açúcar, apresentada como “a solução brasileira” para o problema da dependência de combustíveis fósseis e mudanças climáticas. O país é o maior produtor de etanol de cana-de-açúcar do mundo e pioneiro no uso do etanol como combustível. Em 2016, a produção brasileira de etanol superou o patamar de 26 bilhões de litros. O Brasil começou a trabalhar no uso de etanol como biocombustível já em 1931, quando a adição de etanol à gasolina se tornou uma obrigação. A gasolina vendida no Brasil contém um acréscimo de 18 a 27,5% de etanol. Desde 2003, a combinação de etanol de cana-de-açúcar e veículos flex-fuel reduziu a emissão de dióxido de carbono no Brasil em mais de 350 milhões de toneladas (MAÇZYŃSKA *et al.*, 2019).

O etanol e o biodiesel são os dois biocombustíveis mais importantes comercialmente. O etanol é produzido comercialmente pela fermentação de açúcares de milho, cana-de-açúcar e celulose. O biodiesel é produzido a partir da transesterificação de óleos vegetais e gorduras animais (WALLINGTON *et al.*, 2016).

O Brasil é reconhecido mundialmente como mundial na utilização e inserção do bioetanol na matriz energética, obtido através da cana-de-açúcar, matéria-prima principal (MAÇZYŃSKA *et al.*, 2019).

O uso do etanol combustível promove um grande avanço no melhoramento da qualidade do ar no Brasil. As emissões de CO₂ são reduzidas comparadas aos combustíveis fósseis. A biomassa, durante seu desenvolvimento, absorve mais CO₂ do ambiente do que libera através da queima do combustível (DAYLAN & CILIZ, 2016).

Os EUA e o Brasil são os maiores produtores de etanol combustível do mundo. Enquanto os EUA produzem etanol combustível principalmente a partir de milho com capacidade de produção total de 57,7 bilhões de litros em 2016, o Brasil produz etanol combustível a partir do caldo de cana ou melaço, com uma capacidade total de produção de 27,6 bilhões de litros no mesmo ano (LIU *et al.*, 2019)

O etanol é um combustível renovável com grande variedade de culturas para sua obtenção, possui custo de produção reduzido e é o principal substituto da gasolina para combustão interna de motores. A quantidade elevada de oxigênio presente no combustível que possui a mistura etanol/gasolina promove melhor performance da combustão dentro dos cilindros do motor. Com isso, a queima de combustíveis misturados com etanol pode reduzir as emissões de monóxido de carbono e inibir a queima de hidrocarbonetos. O

etanol também ocasiona o melhoramento do desempenho do motor pelo seu alto índice de octano, tornando os combustíveis misturados com etanol mais inflamáveis e com maior potencial de calor para vaporizar. As emissões de HC e CO são menores em misturas com etanol do que em combustíveis convencionais. Pode-se inferir com isso que a adição de etanol a gasolina contribui significativamente para a diminuição da dependência de combustíveis fósseis e conseqüentemente o aumento da qualidade do ar (IODICE *et al.*, 2016).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

A cidade de João Pessoa é a capital do Estado da Paraíba, localizada na porção mais oriental da Paraíba, entre 08°07' de latitude sul e 341°52' de longitude oeste. (PREFEITURA MUNICIPAL DE JOÃO PESSOA, 2004). João Pessoa tem população de 723.515 pessoas de acordo com o último censo do IBGE em 2010, com densidade demográfica de 3.421,28 hab/hm². Além de ser o município com maior frota da Paraíba, contando com 389.934 veículos no último censo em 2018 de acordo com o Departamento de Trânsito do Estado da Paraíba- DETRAN-PB.

3.2 Qualidade do ar

3.2.1 Amostrador de grandes volumes (AGV)

A medição de material particulado foi determinada a partir de amostras coletadas utilizando um Amostrador de grandes volumes-AGV conhecido também como Hivol, fabricado pela Ecotech (Fig. 1) modelo Hivol HVS 3000. O Hivol é o equipamento estabelecido pela legislação brasileira para medir materiais particulados atmosféricos conforme Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT, NBR9547/1997. O Hivol possui sensores de pressão e temperatura ambiente, usados para manter um fluxo volumétrico constante de 67,8m³/h. O Hivol, mede as partículas totais em suspensão (PTS), para fazer a separação pelo tamanho da partícula é acoplado um *Inlet* (capô de entrada) na parte superior do equipamento. Foram utilizados dois *inlets*, um específico

para PM10 (Fig.2) que filtra as partículas até $10\mu\text{m}$ e outro para PM2,5 (Fig. 3), que filtra partículas de até $2,5\mu\text{m}$.

O Hivol consegue armazenar em sua memória até 140 linhas de dados meteorológicos e de volume de ar amostrado, os dados foram programados para serem registrado a cada uma hora. O *download* dos dados foi feito diariamente, a cada troca de filtro, em seguida os dados foram apagados da memória do equipamento para novos registros.

Figura 1. Amostrador de grandes volumes marca Ecotech, modelo HiVol HVS 3000, utilizado para do Material Particulado Atmosférico mais o sensor de velocidade do vento.



Fonte: Do autor, 2019.

Figura 2. Inlet para material particulado de tamanho até $10\mu\text{m}$, fabricado pela Ecotech (a), parte interior do *inlet* onde acontece a separação das partículas (b).



Fonte: Do autor, 2019.

Figura 3. Inlet para material particulado de tamanho até $2,5 \mu\text{m}$, fabricado pela Ecotech (a), parte interior do *inlet* onde acontece a separação das partículas (b).



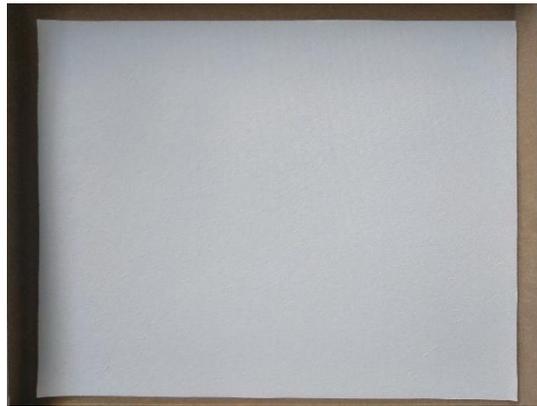
Fonte: Do autor, 2019.

3.2.2 Amostragem

O equipamento Hivol ficou instalado a uma altura de 5,80m, no prédio da Superintendência de Administração do Meio Ambiente – SUDEMA, localizada na Avenida Monsenhor Walfredo Leal, 181, no centro da cidade de João Pessoa, $7^{\circ}06'56.5''\text{S}$ $34^{\circ}52'33.7''\text{W}$, que possui um elevado fluxo de veículos.

Foram realizadas amostragens por um período de 10 dias para $\text{PM}_{2,5}$, iniciando em 01/11/2019 e encerrando em 11/11/2019, 10 dias para PM_{10} , iniciando em 12/11/2019 à 22/11/2019 e 10 dias para PTS (partículas totais em suspensão), de 22/11 a 02/12/2019. A amostragem operou em ciclos de 24 horas. As concentrações encontradas foram comparadas com os valores de concentração diária limite estabelecida pela Resolução do Conama nº491 de 19 de novembro de 2018. Para reter as partículas de material particulado foram utilizados filtros de fibra de vidro do tipo EMFAB TX40H120-WW, fabricados pela Pall, com dimensões 20x29 cm (Fig 4) para as amostragens dos três tamanhos de material particulado. Também foi realizada uma amostragem no dia 03/12/2019, que ocorreu de 3 em 3 horas, tendo início às 07:00 e encerrando às 19:00, com o objetivo de observar as variações das concentrações de material particulado PTS no decorrer do dia.

Figura 4. Filtro de fibra de vidro tipo EMFAB TX40H120-WW, fabricado pela Pall.



Fonte: Do autor, 2019.

3.2.3 Análise gravimétrica

Os filtros ficaram no dessecador 24 horas antes e 24 horas após a amostragem para retirar a umidade. Em seguida, foram submetidos à análise gravimétrica, que consiste em pesar o filtro antes e depois da coleta em uma balança analítica de 5 casas decimais, para obter a massa de material particulado. A balança utilizada foi da marca Shimadzu, modelo AUW220D, com precisão de 0,01mg (Fig. 5). Ao conhecer a massa e o volume de ar amostrado, registrado pelo HiVol, determina-se a concentração do material particulado em micrograma por metro cúbico ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

$$MP (\mu\text{g}/\text{m}^3) = \frac{m_2 - m_1}{V_a}$$

onde:

MP = concentração de Material Particulado em $\mu\text{g}/\text{m}^3$

m_1 = massa do papel de filtro antes da amostragem (mg)

m_2 = massa do papel de filtro após amostragem (mg)

V = volume de ar amostrado (m^3)

Figura 5. Balança analítica da marca Shimadzu, modelo AUW220D, com precisão de 0,01mg.



Fonte: Do autor, 2019.

3.2.4 Parâmetros Meteorológicos

O equipamento Hivol 3000 fornece os seguintes dados meteorológicos: pressão atmosférica (mmHg), temperatura (°C) e o volume de ar amostrado (m³). Os dados foram registrados de hora em hora e realizado o *download* diariamente. Os dados referentes a umidade relativa, direção e velocidade dos ventos foram obtidos a partir do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET.

Para avaliar as correlações entre as concentrações de material particulado e as variáveis meteorológicas, foram calculados os coeficientes de correlação de Pearson a um nível de significância de 5% ($p \leq 0,05$).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Material Particulado com diâmetro <2,5 µg/m³

A concentração em µg/m³ de MP_{2,5} no período de 01/11/2019 a 11/11/2019, obtidas por amostragem de 24h, bem como a média diária das variáveis meteorológicas pressão atmosférica, temperatura, velocidade dos ventos, direção dos ventos e umidade relativa do ar, encontram-se descritos na Tabela 3.

Tabela 3. Valores de concentração de MP2,5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) e das variáveis meteorológicas para as amostras coletadas entre 01e 11 de novembro de 2019.

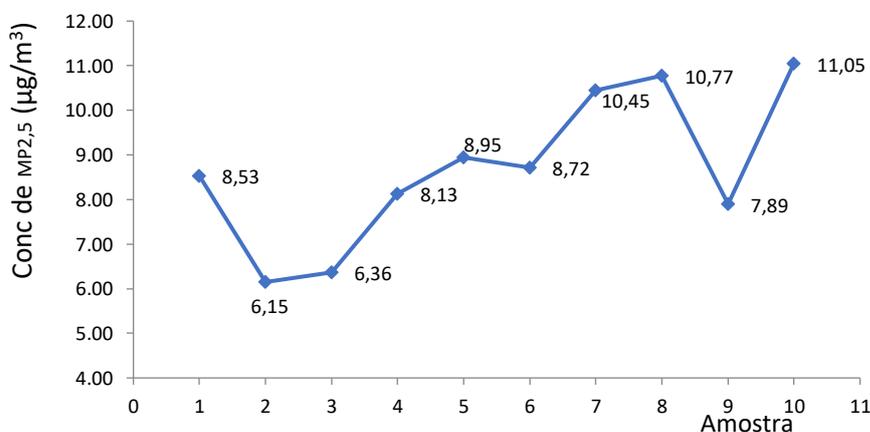
Amostra	Período de amostragem		MP2,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Pressão Atmosférica (mmHg)	Temperatura $^{\circ}\text{C}$	Velocidade dos ventos m/s	Direção dos ventos $^{\circ}$	Umidade Relativa %
	Data	dia da semana						
1	01-02/11/2019	sex-sáb	8,53319	757,49	25,80	1,26	136,08	65,17
2	02-03/11/2019	sáb-dom	6,14977	757,03	25,72	1,22	131,08	66,13
3	03-04/11/2019	dom-seg	6,36227	757,35	25,65	1,26	110,12	67,79
4	04-05/11/2019	seg-ter	8,13359	758,03	25,96	1,28	115,04	70,96
5	05-06/11/2019	ter-qua	8,95017	757,85	26,17	1,15	125,38	65,88
6	06-07/11/2019	qua-quin	8,71949	756,55	26,33	1,17	123,42	66,71
7	07-08/11/2019	quin-sex	10,44873	756,30	26,51	1,11	130,46	66,50
8	08-09/11/2019	sex-sáb	10,76900	756,91	26,23	1,30	125,00	66,75
9	09-10/11/2019	sáb-dom	7,89199	757,34	26,02	1,18	125,21	67,17
10	10-11/11/2019	dom-seg	11,05465	757,29	26,25	1,21	127,79	67,21

Fonte: Do autor, 2019.

*Os dados de velocidade dos ventos, direção dos ventos e umidade relativa foram obtidos através do INMET- Instituto Nacional de Meteorologia.

Os valores de concentração de MP2,5 variaram de $6,14977 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $11,05465 \mu\text{g}/\text{m}^3$ obtendo uma média de $8,7013 \mu\text{g}/\text{m}^3$ com um intervalo de confiança a 95% de $7,0044$ a $10,3982/\text{m}^3$ ($8,7013 \pm 1,6969 \mu\text{g}/\text{m}^3$). A Figura 6 ilustra a variação dos valores de concentração de MP2,5 no período de amostragem.

Figura 6. Concentrações de Material Particulado MP2,5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), para as amostras realizadas de 01 a 11 de novembro de 2019. Amostragem de 24 horas.



Fonte: Do autor.

A resolução CONAMA 491/2018, estabelece que as concentrações de MP_{2,5} não devem exceder o valor de 60µg/m³ no Período Intermediário 1 (PI1), que está em vigor desde a publicação da Resolução e de 25µg/m³ no Período Final, que deverá ser atingido por todos os estados e municípios, considerando ser este o valor estabelecido pela OMS desde 2005. As concentrações de MP_{2,5} encontradas nas 10 amostras obtidas, se encontram abaixo do limite estabelecido pela CONAMA 491/2018 e pela OMS.

Os menores valores ocorreram nas amostras 2, 3 e 9, que correspondem às amostragens de 02-03/11/2019 (sab-dom), 03-04/11/2019 (dom-seg) e 10-11/11/2019 (sex-sab), com valores iguais a 6,14977 6,36227 e 7,89199µg/m³ respectivamente. Esses dias correspondem aos finais de semana, portanto já eram esperados valores menores, pois o local de amostragem fica na região central da cidade, com grande fluxo de veículos durante os dias de semana, diminuindo nos finais de semana.

A maior concentração de MP_{2,5} foi encontrado na amostra 10, correspondente à amostragem de 11-12/11/2019 que compreende o domingo e a segunda-feira, porém a amostragem teve início no final da tarde de domingo (17:30h) e terminou na segunda-feira (17:30h). Portanto, a amostra corresponde à concentração de MP_{2,5} emitido durante o período comercial da segunda-feira.

Estudos realizados em outros estados do Brasil, onde o monitoramento é feito regularmente, apresentam valores anuais para a concentração de MP_{2,5}. Ventura *et al.*, (2017) apresentaram uma concentração média diária de MP_{2,5} no Rio de Janeiro entre 1-67 µg/m³, com média anual de 9-32 µg/m³ em 2011. Andrade *et al.*, (2012) acompanharam a concentração de MP_{2,5} em seis cidades brasileiras, obtendo as seguintes concentrações: São Paulo (28±13 µg/m³); Rio de Janeiro (20±11 µg/m³); Curitiba (16±8 µg/m³); Recife (12±4 µg/m³); Porto Alegre (18±3 µg/m³). Freitas & Solci (2009) obtiveram concentração de MP_{2,5} na cidade de Londrina de 17,5±5,04 µg/m³. As diferenças entre as concentrações das diversas localidades, sofrem influência de fatores como proximidade do mar, proximidade a vias de tráfego, áreas urbanas ou rurais e presença de pólos industriais que interferem na dinâmica de emissão de gases poluentes na atmosfera.

A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo- CETESB, no seu último relatório oficial publicado em 2019, apresenta concentrações diárias em alguns municípios do Estado de São Paulo, no período de 21 de Junho de 2018 à 30 de Julho de

2018. Segundo Cetesb (2018) o município Osasco, Grajaú- Distrito do município de São Paulo e a Marginal Tietê- Ponte dos Remédios, apresentaram concentrações elevadas, variando a concentração de MP_{2,5} entre 12-67 µg/m³; 5-66 µg/m³ e 8-67 µg/m³ respectivamente. Levando em consideração que as três localidades são próximas a vias de tráfego, onde a emissão de material particulado proveniente do escape de veículos é mais intensa.

De acordo com os dados disponíveis pela Plataforma da Qualidade do ar, apenas os estados do Rio de Janeiro, São Paulo e Espírito Santo fazem monitoramento de MP_{2,5}, os dados divulgados também não são totalmente atualizados. Foram encontrados dados de concentração diária de MP_{2,5} no mesmo período de amostragem deste trabalho, porém para anos anteriores. Em Grajaú- Parelheiros- SP, a concentração de MP_{2,5} no período de 01-10/11/2017 obteve uma média de 12,42 µg/m³, já na Enseada do Suá- ES, a média de concentração diária para o mesmo período, porém em 2015, foi de 16,8 µg/m³ (IEMA, 2019).

Para observar se houve influência das variáveis meteorológicas e a concentração de MP_{2,5}, foram feitos gráficos de dispersão das concentrações de MP_{2,5} em função de cada uma das variáveis (Fig. 7) e calculados os Coeficientes de correlação de Pearson (Tabela 04).

Tabela 4. Correlação entre a concentração de MP_{2,5} e as variáveis meteorológicas.

	pressão atm	Temperatura	Velocidade dos ventos	Direção dos ventos	Umidade Relativa
MP_{2,5}	0,29	0,83*	-0,18	0,34	-0,12

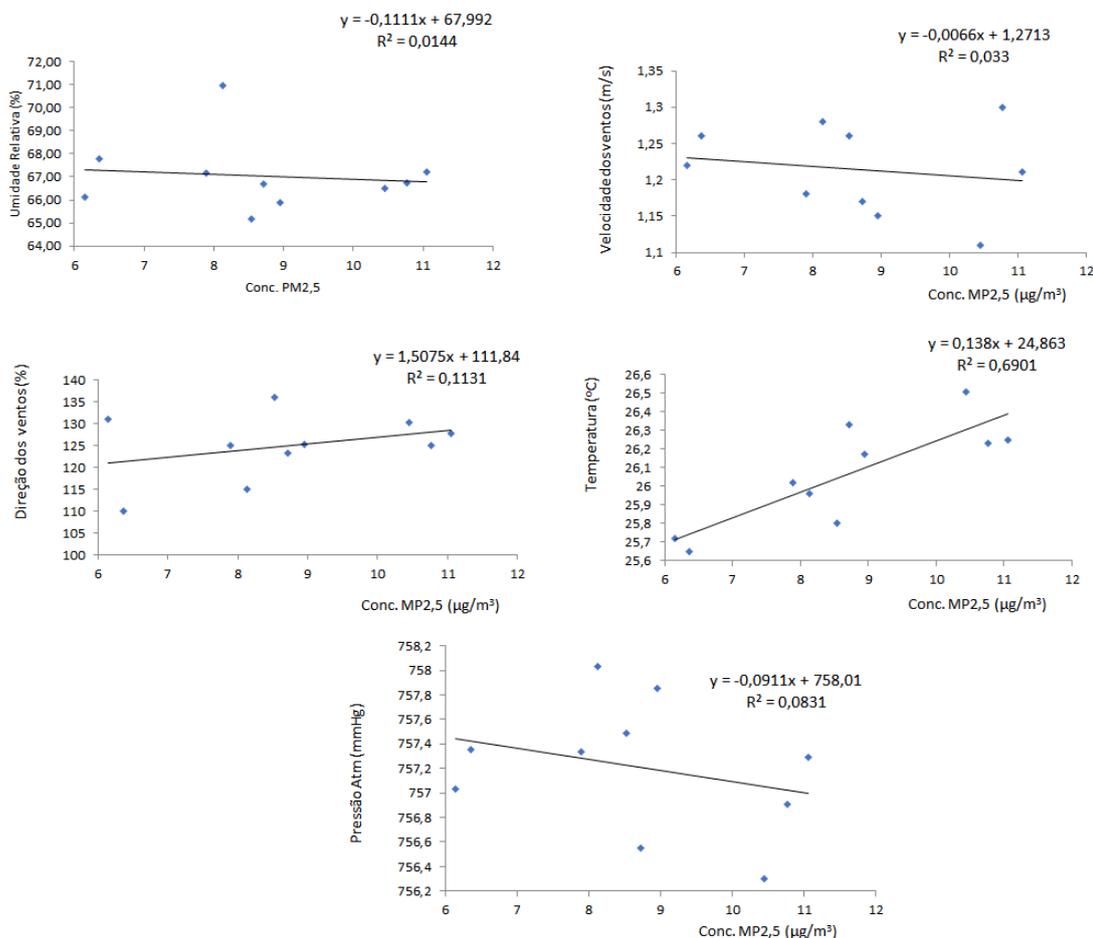
* Correlação significativa de 5% (p≤0,05) valor de “r”

Fonte: Do autor, 2019.

Observando os gráficos de dispersão e os resultados do Coeficiente de Correlação (r), nota-se que, a concentração de MP_{2,5} só apresenta correlação positiva significativa, com a temperatura. Esse valor mostra que, conforme aumenta a temperatura, há uma tendência de aumento das concentrações de MP_{2,5} na atmosfera. Provavelmente isso se deve ao fato de que, em temperaturas mais elevadas, o ar quente tende a subir, carregando

as partículas. Como o amostrador encontra-se a uma altura de 5,80m em relação ao solo, a concentração que chega até ele, é maior.

Figura 7. Concentração de MP2,5 em função das variáveis meteorológicas pressão atmosférica, temperatura, direção dos ventos e velocidade dos ventos respectivamente.



Fonte: Do autor.

A Umidade Relativa, Pressão atmosférica, Velocidade dos ventos e direção dos ventos não ocorreram alterações significativas e não mostraram interferir no resultado da concentração de MP_{2,5}.

4.2 Material Particulado com diâmetro <10 μg/m³

A concentração em μg/m³ de MP₁₀ no período de 12/11/2019 a 22/11/2019, obtidas por amostragem de 24h, bem como a média diária das variáveis meteorológicas

pressão atmosférica, temperatura, velocidade dos ventos, direção dos ventos e umidade relativa do ar, encontram-se descritos na Tabela 5.

Tabela 5. Valores de concentração de MP10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) e das variáveis meteorológicas para as amostras coletadas entre 12 e 22 de novembro de 2019.

Amosta	Período de amostragem		MP10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Pressão Atmosférica (mmHg)	Temperatura $^{\circ}\text{C}$	Velocidade dos ventos m/s	Direção dos ventos $^{\circ}$	Umidade Relativa %
	Data	dia da semana						
1	12-13.11.2019	ter-quá	25,26729	756,75	26,24	1,47	138,42	60,54
2	13-14.11.2019	quá-quin	20,38860	757,20	26,09	1,22	131,54	64,38
3	14-15.11.2019	quin-sex	22,55960	756,98	25,87	1,15	122,54	65,83
4	15-16.11.2019	sex-sáb	25,10206	756,17	25,72	1,37	103,17	68,04
5	16-17.11.2019	sáb-dom	18,66293	755,84	25,82	1,23	82,62	69,25
6	17-18.11.2019	dom-seg	17,00491	756,54	26,29	1,18	105,25	68,75
7	18-19.11.2019	seg-ter	23,09017	757,38	26,02	1,33	123,67	67,17
8	19-20.11.2019	ter-quá	20,65797	757,00	25,97	1,27	122,54	62,79
9	20-21.11.2019	quá-quin	17,87276	756,89	26,09	1,22	122,62	62,25
10	21-22.11.2019	quin-sex	17,9546	756,67	26,22	1,01	121,88	61,75

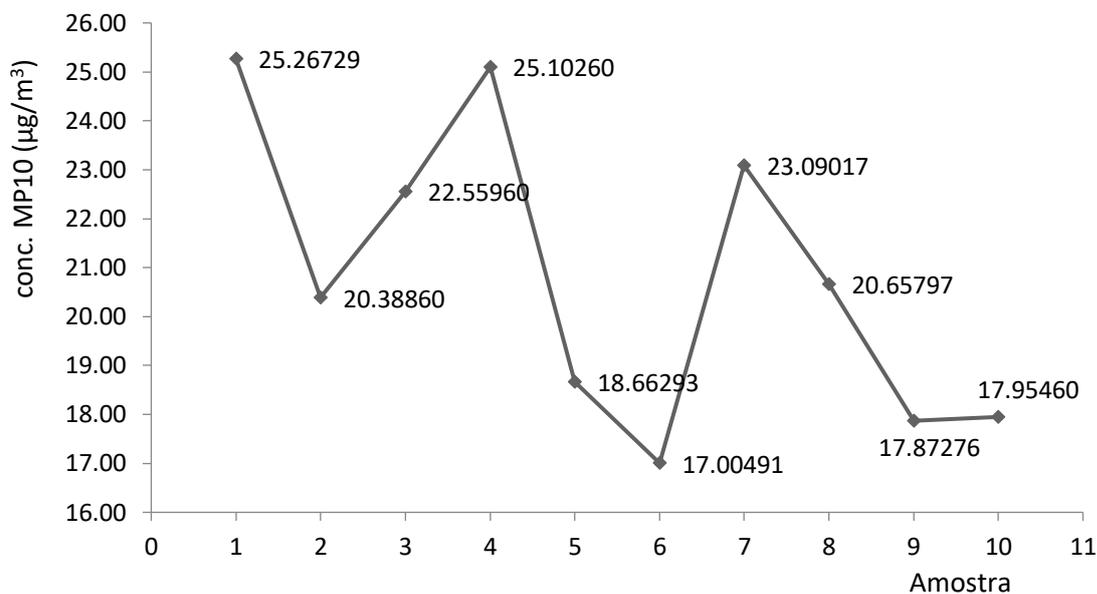
Fonte: Do Autor, 2019.

*Os dados de velocidade dos ventos, direção dos ventos e umidade relativa foram obtidos através do INMET- Instituto Nacional de Meteorologia.

Os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 491/2018, para MP10, no Período Intermediário 1 (PI1) é de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e no Período Final é de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. As concentrações de MP10 encontradas se encontram abaixo dos limites estabelecidos pela CONAMA 491/2018 e pela OMS.

As concentrações de MP10 variaram de $17,00491 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $25,26729 \mu\text{g}/\text{m}^3$ obtendo uma média de $20,8561 \mu\text{g}/\text{m}^3$ com um intervalo de confiança a 95% de $17,8266$ a $23,8857 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($20,8561 \pm 3,0295 \mu\text{g}/\text{m}^3$). As menores concentrações encontram-se nas amostras 5,6 e 9 com concentrações de $18,66293$, $17,00491$ e $17,87276 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente. A Figura 8 ilustra a variação dos valores de concentração de MP10 no período de amostragem.

Figura 8. Concentrações de Material Particulado MP10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), para as amostras realizadas de 12 a 22 de novembro de 2019. Amostragem de 24 horas.



Fonte: Do Autor, 2019.

Segundo o Relatório da CETESB publicado em 2019, as concentrações de algumas localidades no Estado de São Paulo no período de 21/06/2018 à 30/07/2018 variaram entre 18-155 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ em Grajaú-Parelheiros, 18-97 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ em Marginal Tiête-Ponte dos Remédios e 24-122 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ em Osasco.

De acordo com a Plataforma de Qualidade do Ar, foi identificado que uma maior quantidade de estados no Brasil realiza monitoramento de MP10 em relação ao MP2,5. Foram encontradas concentrações de MP10 no mesmo período da amostragem desta pesquisa em Paraná, São Paulo, Espírito Santo Rio de Janeiro, Bahia e Rio Grande do Sul (Tabela 6).

Tabela 6. Concentrações de MP10 em outros estados brasileiros de acordo com o IEMA.

Local	Período (12-22/11/2019)	Concentração $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Referência
Boqueirão-PR	2015	6,23	
Cariacica-ES	2016	17,96	
Botelho-BA Capão Redondo-SP	2016	18,76	IEMA (2019)
Retiro-RJ	2017	20,48	
Retiro-RJ	2017	24,96	
Gauíba-RS	2017	52,88	

Outros estudos realizados no Brasil encontraram diferentes concentrações de MP10 (Tabela 7).

Tabela 7. Concentrações de PM10 encontrados em outros estudos realizados no Brasil.

Local	Resultado $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Referência
Araraquara	85,71	Andrade <i>et al.</i> , (2011)
Patanal Mato Grossoense	12,74	Santos & Nogueira (2015)
São José do Rio Preto	64,00	Franzin <i>et al.</i> , (2020)
Sul da Amazônia	72,58±67,46	
Norte da Amazônia	8,94±4,20	Custodio <i>et al.</i> , (2019)

As concentrações variam de acordo com as condições climáticas, veicular, populacional entre outros de cada local. Por isso, é possível encontrar concentrações altas e baixas em todo o país, inclusive dentro de um mesmo município.

Em relação à influência das variáveis meteorológicas e a concentração de MP10, foram feitos gráficos de dispersão das concentrações de MP10 em função de cada uma das variáveis (Fig. 9) e calculados os Coeficientes de correlação de Pearson (Tabela 8).

Tabela 8. Correlação entre a concentração de MP10 e as variáveis meteorológicas.

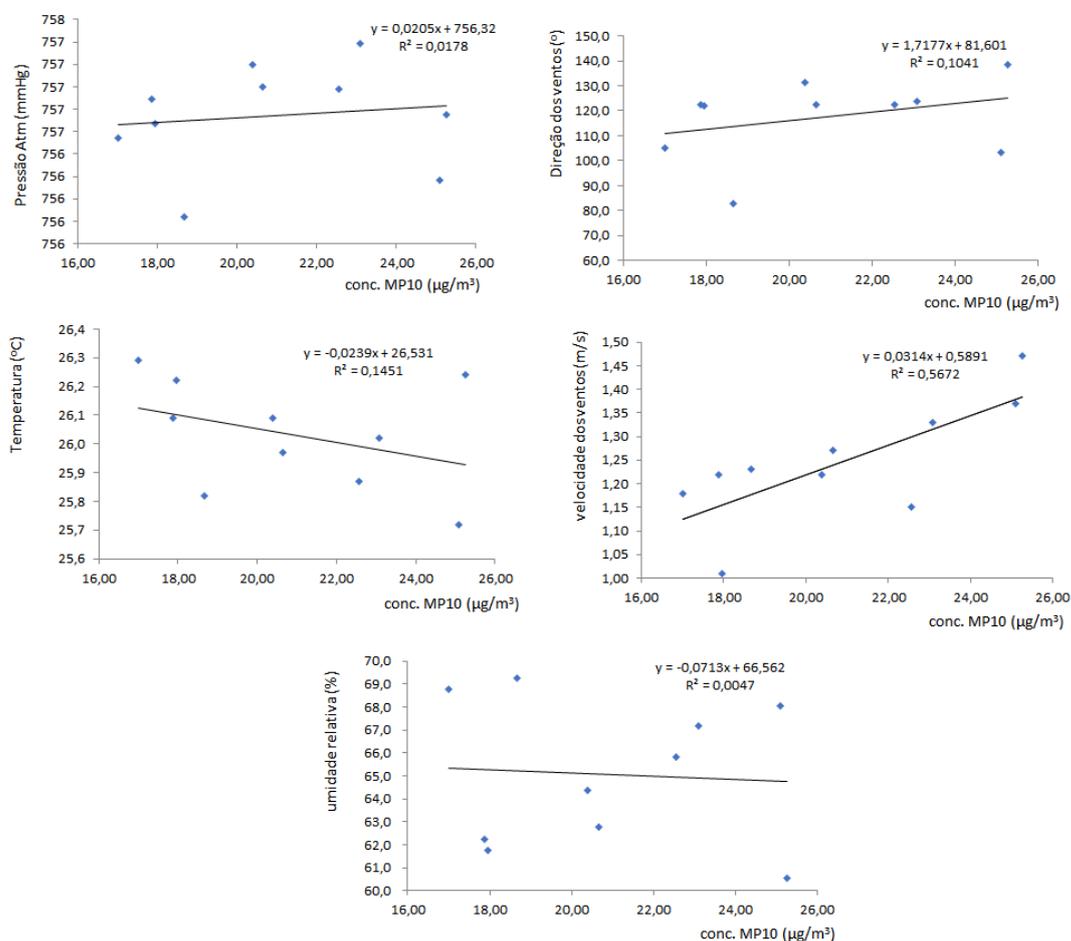
	Pressão atm	Temperatura	Velocidade dos ventos	Direção dos ventos	Umidade Relativa
MP10	0,13	-0,38	0,75*	0,32	-0,07

* Correlação significativa de 5% ($p \leq 0,05$) valor de “r”

Fonte: Do autor, 2019.

A maior correlação encontrada foi com a velocidade dos ventos. A velocidade do vento tende à ressuspensão do solo, que também é causada pelo tráfego veicular, aumentando a concentração de MP10 no ar.

Figura 9. Concentração de MP10 em função das variáveis meteorológicas pressão atmosférica, temperatura, direção dos ventos, velocidade dos ventos e umidade relativa.



Fonte: Do Autor, 2019.

A umidade relativa, pressão atmosférica, temperatura e direção dos ventos não sofreram alterações significativas e não mostraram interferir no resultado da concentração de MP10.

4.3 PTS (Partículas Totais em Suspensão <50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

O monitoramento das Partículas Totais em Suspensão no período de 22 de novembro de 2019 a 02 de dezembro de 2019, assim como os dados das variáveis meteorológicas estão descritas na Tabela 9.

Tabela 9. Valores de concentração de MP PTS ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) e das variáveis meteorológicas para as amostras coletadas entre 22 de novembro de 2019 a 02 de dezembro de 2019.

Amostra	Período de amostragem		MP PTS $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Pressão Atmosférica (mmHg)	Temperatura $^{\circ}\text{C}$	Velocidade dos ventos m/s	Direção dos ventos $^{\circ}$	Umidade Relativa %
	Data	dia da semana						
1	22-23.11.2019	sex-sáb	34,52717	757,04	25,84 25,81	1,17	119,54	64,75
2	23-24.11.2019	sáb-dom	31,84375	756,24	26,38	1,23	95,04	67,04 69,33
3	24-25.11.2019	dom-seg	29,90842	756,22	26,56	1,74	50,75	70,83
4	25-26.11.2019	seg-ter	25,75148	756,68	26,58	1,33	71,83	
5	26-27.11.2019	ter-quá	26,96915	757,14	26,34	1,32	99,58	70,91 68,58
6	27-28.11.2019	quá-qui	28,95722	756,70	25,83	1,19	111,58	68,47
7	28-29.11.2019	qui-sex	38,38414	756,44		1,06	113,20	65,3
8	29-30.11.2019	sex-sáb	32,07313	757,42	26,05 26,09	1,2	107,83	66,12
9	30.11- 01.12.2019	sáb-dom	31,59012	757,91	26,46	1,03	109,04	69,33
10	01-02.12.2019	dom-seg	26,05234	757,43		1,2	83,62	

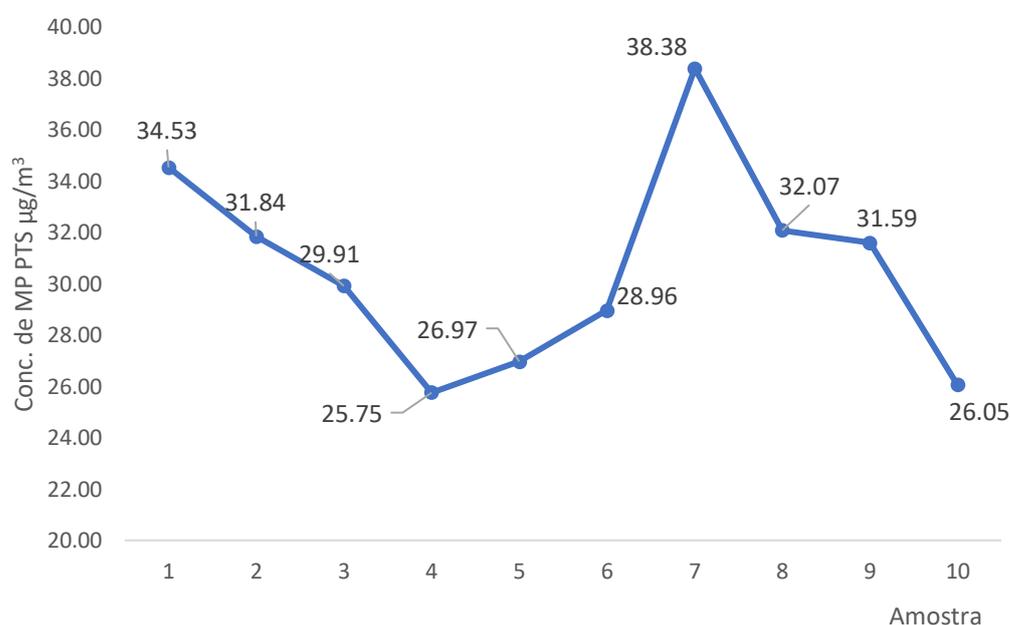
Fonte: Do autor, 2019.

A Resolução CONAMA 491/2018, estabelece que as concentrações de MP PTS não podem exceder $240\mu\text{g}/\text{m}^3$ diários, com isso, as concentrações encontradas de PTS nesse estudo então abaixo dos limites estabelecidos pela legislação.

As concentrações de MP PTS variaram de $25,75148\mu\text{g}/\text{m}^3$ a $38,38414\mu\text{g}/\text{m}^3$ obtendo uma média de $30,6057\mu\text{g}/\text{m}^3$ com um intervalo de confiança a 95% de $26,6439\mu\text{g}/\text{m}^3$ a $34,5675\mu\text{g}/\text{m}^3$ ($30,6057 \pm 3,9618\mu\text{g}/\text{m}^3$). As maiores concentrações foram nas amostras 1,2,7,8 e 9 que ocorreram principalmente em finais de semana com valores de 34,52171, 31,84375, 38,38404, 32,07313 e $31,59012\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente (Fig. 10). Diferente das concentrações de MP2,5 e MP10, que tiveram menores concentrações em finais de semana, a amostragem para o PTS aconteceu em um período que antecede as festas de fim de ano, momento em que o comércio se encontra aberto também aos finais de semana para atender os consumidores e as pessoas se deslocam mais para o centro da cidade para fazer compras, justificando essas maiores concentrações. A amostra com

maior concentração de material particulado foi a amostra 7, com 38,38414 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, que compreendeu o período do dia 28 a 29 de novembro (qui-sex). Levando em consideração que no dia 29 de novembro iniciou o período de *Black Friday* (período de descontos nas lojas) no comércio de João Pessoa e também foi anunciado a circulação de ônibus extras na capital para atender o elevado movimento de pessoas. As circunstâncias citadas anteriormente, colaboram para justificar as maiores concentrações de material particulado nesse período.

Figura 10. Concentrações de Material Particulado MP PTS ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), para as amostras realizadas de 22/11/2019 à 02/12/2019, amostragem de 24 horas.



Fonte: Do autor, 2019.

Na Plataforma de Qualidade do Ar é possível encontrar dados das concentrações médias anuais de PTS nos estados da Bahia, Paraná, São Paulo, Rio de Janeiro e Goiás (Tabela 10).

Tabela 10. Concentração de PTS em outros estados brasileiros.

Local	Período (12-22/11/2019)	Resultado $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Referência
Ouro Negro-BA	2012	57	
Assis-PR	2014	189	IEMA (2019)
Distrito Agroindustrial de Anápolis-GO	2016	143	

Santo Amaro-SP	2016	128
Porto das Caixas-RJ	2017	122,28

Outros estudos também buscaram encontrar concentrações de material particulado PTS no Brasil (Tabela 11) .

Tabela 11. Concentrações de PM PTS encontrados em outros estudos realizados no Brasil.

Local	Resultado $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Referência
Sete Lagoas-MG	349,00	Queiroz <i>et al.</i> (2007)
Rio de Janeiro- RJ	53,74	Loyola <i>et al.</i> , (2012)
Aracaju-SE	72,134	Almeida <i>et al.</i> , (2017)
Ribeirão Preto-SP	140,984	Machado <i>et al.</i> , (2019)

Sobre à influência das variáveis meteorológicas e a concentração de MP10, foram feitos gráficos de dispersão das concentrações de MP10 em função de cada uma das variáveis (Fig. 11) e calculados os Coeficientes de correlação de Pearson (Tabela 12).

Tabela 12. Correlação da concentração de PTS com as variáveis meteorológicas.

	pressão atm	Temperatura	Velocidade dos ventos	Direção dos ventos	Umidade Relativa
MP-PTS	-0,17	-0,89*	-0,39	0,55	-0,63

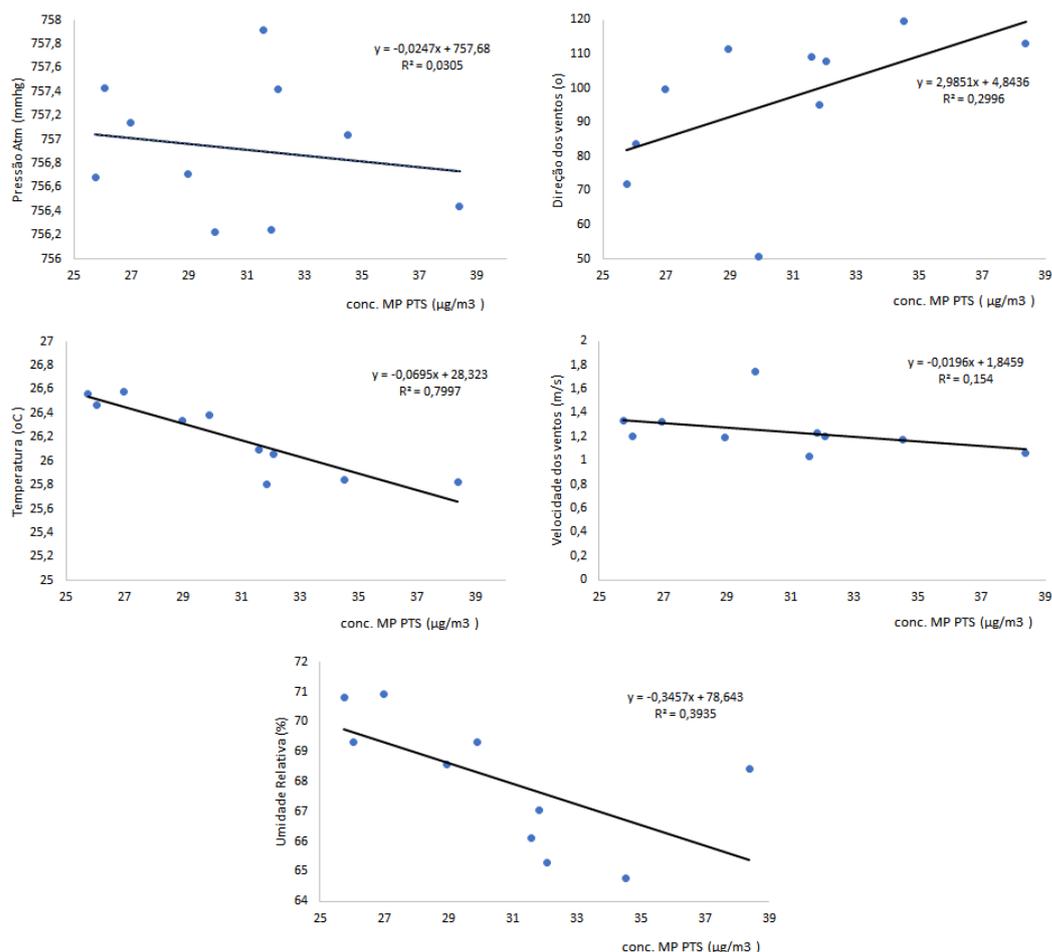
* Correlação significativa de 5% ($p \leq 0,05$) valor de “r”

Fonte: Do autor, 2019.

A variável meteorológica que apresentou maior correlação foi a temperatura, mostrando que à medida que a temperatura diminuiu a concentração se elevou. Pode-se explicar esse comportamento, pelo fato de que, em temperaturas mais baixas, diminui o movimento de convecção, que tende a diminuir a dispersão e aumentar a concentração de

poluentes. O movimento de convecção consiste no deslocamento do ar quente, que sobe, por ser mais leve, empurrando o ar frio para baixo aprisionando os poluentes.

Figura 11. Concentração de MP PTS em função das variáveis meteorológicas pressão atmosférica, temperatura, direção dos ventos, velocidade dos ventos e umidade relativa.

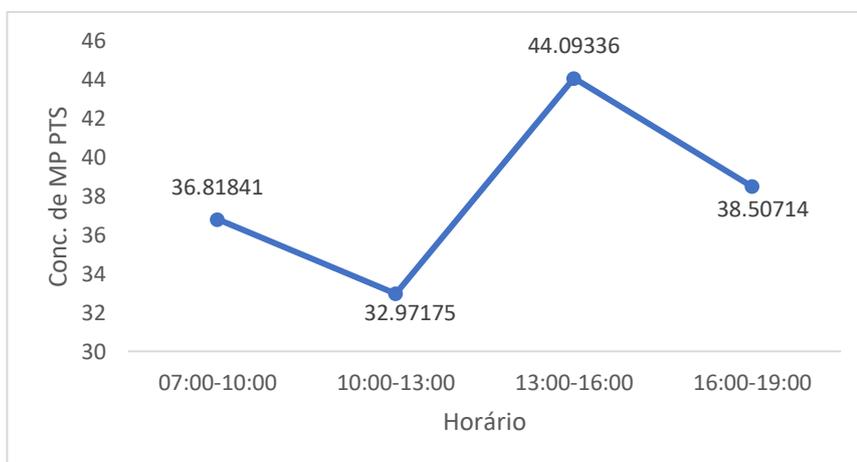


Fonte: Do autor, 2019.

A umidade relativa, pressão atmosférica, velocidade e direção dos ventos não sofreram alterações significativas e não mostraram interferir no resultado da concentração de MP PTS.

Foi realizada uma amostragem de PTS de 3 em 3 horas, no dia 03/12/2019 que teve início às 07:00 horas e término às 19:00 horas. Essa amostragem teve o intuito de verificar as diferenças de concentrações de material particulado durante o dia (Figura 12).

Figura 12. Concentração de material particulado PTS na amostragem de 3 em 3 horas no dia 03/12/2019.



Fonte: Do autor, 2019.

É observado que no primeiro horário das 07:00 às 10:00 horas, há uma concentração maior que o horário seguinte das 10:00 às 13:00 horas, pois é o momento que as pessoas estão se deslocando para o centro da cidade, seja a trabalho ou estudo. Outro pico é visto no horário das 13:00 às 16:00 horas, que compreende o período após o horário de almoço, que também representa um movimento de pessoas de deslocando, quer voltando ao trabalho ou saindo das escolas, os que estudam no período da manhã. O último horário, das 16:00 às 19:00 horas, representa o período que as pessoas estão voltando para casa, como a avenida onde está localizado o amostrador é caminho para o centro da cidade, nesse horário de volta do trabalho o movimento também é elevado.

A partir dessa amostragem, é possível verificar as diferenças nas concentrações em diferentes horários, o que colabora para identificar horários de baixa e de pico nas concentrações de material particulado.

5 CONCLUSÃO

Os resultados encontrados para MP_{2,5}, MP₁₀ e MP PTS mostram que as concentrações se encontram em conformidade com os limites estabelecidos pela legislação brasileira, estando abaixo dos limites. Porém, mesmo com concentrações baixas, o material particulado pode causar problemas a saúde, pois não há limites mínimos de segurança dos elementos que compõem o material particulado, pois ele pode apresentar composições específicas dependendo da região. Também foi observado que as variáveis meteorológicas exercem influência sob as concentrações de material particulado, e que para cada tipo de material particulado amostrado, houve uma variável meteorológica que obteve maior relação significativa. A análise da amostragem de 3 em 3 horas também fornece um panorama acerca de momentos de alta e de baixa concentração de MP durante o dia. Foi observado que em determinados horários do dia há aumento da concentração de MP conforme se intensifica o fluxo de veículos.

O levantamento desses resultados, permite conhecer o cenário referente a qualidade do ar no município de João Pessoa, que até então não possuía dados acerca deste tema.

Considerando a grande relevância da qualidade do ar para o bem-estar da população, as informações obtidas neste trabalho, servirão de base para o desenvolvimento de um monitoramento contínuo no município de João Pessoa que necessitará também de estudos sobre a caracterização desse material particulado, afim de conhecer os elementos presentes e suas concentrações.

6 REFERÊNCIAS

ALMEIDA, T. S. *et al.*, (2017). Characterisation and source identification of the total airborne particulate matter collected in an urban area of Aracaju, Northeast, Brazil. *Environmental Pollution* 226 (2017) 444-451.

ANDRADE, M. F. *et al.*, (2012). Vehicle emissions and PM_{2,5} mass concentrations in six Brazilian cities. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 5(1), 79–88. doi:10.1007/s11869-010-0104-5

ANDRADE, S. J. *et al.*, (2011). Mutagenic activity of airborne particulate matter (PM₁₀) in a sugarcane farming area (Araraquara city, southeast Brazil). *Environmental Research* 111 (2011) 545–550.

ARBEX, M. A.; SANTOS, U. P.; MARTINS, L. C.; SALDIVA, P. H. N.; PEREIRA, L. A. A.; BRAGA, A. L. F. Air pollution and the respiratory system. *J Bras Pneumol*, vol.38 no.5 São Paulo Sept./Oct. 2012.

ALI, R.; BAKHSH, K.; YASIN, M. Impact of urbanization on CO₂ emissions in emerging economy: Evidence from Pakistan. **Sustainable Cities and Society** Volume 48, July 2019, 101553

ANDERSON, J. O., THUNDIYIL, J. G., & STOLBACH, A. (2011). Clearing the Air: A Review of the Effects of Particulate Matter Air Pollution on Human Health. *Journal of Medical Toxicology*, 8(2), 166–175. doi:10.1007/s13181-011-0203-1

ANDERSON, T. R.; HAWKINS, E.; JONES, P. D. CO₂, the greenhouse effect and global warming: from the pioneering work of Arrhenius and Callendar to today's Earth System Models. **Endeavour**. Volume 40, Issue 3, September 2016, Pages 178-187.

BAKHSHIPOUR *et al.* Effect of acid rain on geotechnical properties of residual soils. **Soils and Foundations**. Volume 56, Issue 6, December 2016, Pages 1008-1020.

BALTRÉNAS, H. P.; JANUŠEVIČIUS, T.; CHLEBNIKOVAS, A. Research into the impact of speed bumps on particulate matter air pollution. **Measurement**. Volume 100, March 2017, Pages 62-67.

BRASIL. Resolução do Conama nº491, de 19 de novembro de 2018. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. PROGRAMA NACIONAL DE CONTROLE DE QUALIDADE DO AR – PRONAR. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/163/_arquivos/pronar_163.pdf> Acesso em: 01/11/2018.

BRASIL. LEI Nº 13.576, de 26 de Dezembro de 2017. Dispõe sobre a Política Nacional de Biocombustíveis (RenovaBio) e dá outras providências.

BRASIL. MRE- **Ministério das Relações Exteriores**. REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL PRETENDIDA CONTRIBUIÇÃO NACIONALMENTE DETERMINADA PARA CONSECUÇÃO DO OBJETIVO DA CONVENÇÃO-QUADRO DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE MUDANÇA DO CLIMA Disponível em: <http://www.itamaraty.gov.br/images/ed_desenvsust/BRASIL-iNDC-portugues.pdf>. Acesso em 25/04/2018.

BRILHANTE, O. M.; CALDAS, L. Q. A., coord. Gestão e avaliação de risco em saúde ambiental [online]. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 1999. 155 p. ISBN 85-85676-56-6 Available from SciELO Books <<http://books.scielo.org>>

BUIARELLI *et al.* Ultrafine, fine and coarse airborne particle mass concentration in workplaces. *Atmospheric Pollution Research* (2019), doi: <https://doi.org/10.1016/j.apr.2019.06.009>.

CANITEZ, F. Pathways to sustainable urban mobility in developing megacities: A socio-technical transition perspective. *Technological Forecasting and Social Change*. Volume 141, April 2019, Pages 319-329.

CETESB- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade do ar do Estado de São Paulo. Série de Relatórios. 21.ed. Esp, São Paulo 2009. ISBN: 978-85-9467-072-4.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução CONAMA 003 de 28 de Junho de 1990. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=100> . Acesso em: 21/10/2019.

CUSTODIO, D. *et al.*, (2019). Carbonaceous components and major ions in PM10 from the Amazonian Basin. *Atmospheric Research* 2015 (2019) 75-84.

DANISH; WANG, Z. Does biomass energy consumption help to control environmental pollution? Evidence from BRICS countries. **Science of the Total Environment** 670 (2019) 1075–1083.

DAYLAN, B.; CILIZ, N. Life cycle assessment and environmental life cycle costing analysis of lignocellulosic bioethanol as an alternative transportation fuel. *Renewable Energy* 89 (2016) 578-587.

DESIKAN, A. Outdoor air pollution as a possible modifiable risk factor to reduce mortality in post-stroke population. *Neural Regen Res* (2017); 12:351-3

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. **Air Legislation in Europe**. Artigo publicado em 21/05/2013. Disponível em: <<https://www.eea.europa.eu/signals/signals2013/articles/air-legislation-in-europe>>. Acesso em: 10/01/2019>.

FRANZIN, B. T. *et al.*, (2020). Characterization of atmospheric aerosol (PM₁₀ and PM_{2,5}) from a medium sized city in São Paulo state, Brazil. *Journal of Environmental Science* 89 (2020) 238-251.

FREITAS & SOLCI (2009). Caracterização do MP₁₀ e MP_{2,5} e distribuição por tamanho de cloreto, nitrato e sulfato em atmosfera urbana e rural de Londrina. *Quím. Nova*, Vol. 32, N^o. 7, 1750-1754, 2009.

FENG, Y.; LI, Y.; CUI, L. Critical review of condensable particulate matter. **Fuel**. Volume 224, 15 July 2018, Pages 801-813

GRABER, M. *et al.* Air pollution and stroke. A new modifiable risk factor is in the air. *Revue Neurologique* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.neuro.2019.03.003>

GUO, *et al.*, (2017). Ambient Air Pollution and Risk for Ischemic Stroke: A Short-Term Exposure Assessment in South China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(9), 1091. doi:10.3390/ijerph14091091

IEMA- Instituto de Energia e Meio Ambiente. 1^o Diagnóstico da rede de monitoramento da qualidade do ar no Brasil. Abril (2014). Disponível em: <https://iema-site-staging.s3.amazonaws.com/1-diagnostico-da-rede-de-monitoramento-da-qualidade-do-ar-no-brasil.pdf>

IEMA- Instituto de Energia e Meio Ambiente. Plataforma da Qualidade do ar. Disponível em: <<http://qualidadedoar.org.br/>> Acesso em: 10/01/2020.

Instituto Saúde e Sustentabilidade. Monitoramento da Qualidade do ar no Brasil, 2014. Disponível em : <<https://www.saudeesustentabilidade.org.br/site/wp-content/uploads/2014/07/Monitoramento-da-Qualidade-do-Ar-no-Brasil-2014.pdf>>

INSTITUTO DE ENERGIA E MEIO AMBIENTE. **Padrões de qualidade do ar: experiência comparada Brasil, EUA e União Europeia** / Eduardo Santana [*et al.*]. -- São Paulo: Instituto de Energia e Meio Ambiente, 2012. 5Mb; PDF. ISBN 978-85-63187-08-6.

IODICE, P.; SANATORE. A.; LANGELLA, G.; AMORESANO, A. Effect of ethanol-gasoline blends on CO and HC emissions in last generation SI engines within the cold-start transient: An experimental investigation. *Applied Energy* 179 (2016) 182–190.

KARAGOZ, P.; BILL, R. M.; OZKAN, M. Lignocellulosic ethanol production: Evaluation of new approaches, cell immobilization and reactor configurations. *Renewable Energy* 143 (2019) 741-752.

KARAR, K.; GUPTA, A. K. Seasonal variations and chemical characterization of ambient PM₁₀ at residential and industrial sites of an urban region of Kolkata (Calcutta), India. *Atmospheric Research*, Volume 81, Issue 1, July 2006, Pages 36-53

Kim, Y. J., *et al.*, (2006). Fine particulate matter characteristics and its impact on visibility impairment at two urban sites in Korea: Seoul and Incheon. *Atmospheric Environment*, 40, 593–605. doi:10.1016/j.atmosenv.2005.11.076

Kim, S., *et al.*, (2017). Exploring Sustainable Street Tree Planting Patterns to Be Resistant against Fine Particles (PM_{2,5}). *Sustainability*, 9(10), 1709. doi:10.3390/su9101709

LEE, D. *et al.* Estimating the health impact of air pollution in Scotland, and the resulting benefits of reducing concentrations in city centres. *Spatial and Spatio-temporal Epidemiology* 29 (2019) 85–96.

LIU *et al.* Cellulosic ethanol production: Progress, challenges and strategies for solutions. *Biotechnology Advances*, Volume 37, Issue 3, May–June 2019, Pages 491-504.

LOYOLA, J. *et al.*, (2012). Trace metals in the urban aerosols of Rio de Janeiro city. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, Volume 23, Issue 4, April 2012, Pages 628-638.

MA, Y. A study on the short-term impact of fine particulate matter pollution on the incidence of cardiovascular diseases in Beijing, China. **Atmospheric Environment**, Available online 6 August 2019, 116889.

MA, M. *et al.*, (2018). Quantifying impacts of crop residue burning in the North China Plain on summertime tropospheric ozone over East Asia. *Atmospheric Environment*, 194, 14–30. doi:10.1016/j.atmosenv.2018.09.018

MACHADO, G. P. *et al.*, (2019). Avaliação espacial e sazonal das concentrações de partículas totais em suspensão e elementos metálicos associados no ar de uma cidade do sudeste brasileiro. *Quim. Nova*, Vol. 42, No. 1, 28-35, 2019.

MAĆZYŃSKA *et al.* Production and use of biofuels for transport in Poland and Brazil – The case of bioethanol. *Fuel* 241 (2019) 989–996.

MUSTAFIĆ, H. *et al* (2012). Main Air Pollutants and Myocardial Infarction. *JAMA*, 307(7), 713. doi:10.1001/jama.2012.126

MORRISON, R. D.; O’SULLIVAN, G. (2015). *Forensic Applications of Dendroecology. Introduction to Environmental Forensics*, 531–552. doi:10.1016/b978-0-12-404696-2.00015-1.

MRAIHI *et al.* Urban air pollution and urban daily mobility in large Tunisia's cities. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Volume 43, March 2015, Pages 315-320.

SANTOS, A. C. A.; NOGUEIRA, J. S. Análise no material particulado no Pantanal Mato-Grossense. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 30, n. 3, 254 - 264, 2015.

PIPPO, W. A.; LUENGO, C. A. Sugarcane energy use: accounting of feedstock energy considering current agro-industrial trends and their feasibility. *International Journal of Energy and Environmental Engineering* 2013, 4:10.

PRAHBU, *et al.* Exposure to atmospheric particulates and associated respirable deposition dose to street vendors at residential and commercial site in Dehradun city. *Safety and Health at Work* (2019), <https://doi.org/10.1016/j.shaw.2019.01.005>

Prefeitura municipal de João Pessoa. Secretaria do Planejamento. Perfil do município de João Pessoa. Atualizado parcialmente em Junho de 2004. Disponível em : <<http://www.joaopessoa.pb.gov.br/portal/wp-content/uploads/2012/04/perfiljpa.pdf> > Acesso em 16/09/2018.

QUEIROZ, P. G.M.; JACOMINO, V. M.F.; MENEZES, M. A. B. C. Composição elementar do material particulado presente no aerossol atmosférico do município de Sete Lagoas, Minas Gerais. *Quím. Nova* v.30 n.5 São Paulo set./out. 2007.

QIAO, H.; ZHENG, F.; JIANG, H.; DONG, K. The greenhouse effect of the agriculture-economic growth-renewable energy nexus: Evidence from G20 countries. **Science of The Total Environment**. Volume 671, 25 June 2019, Pages 722-731.

RAASCHOU-NIELSEN, O. *et al.*, (2013). Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: prospective analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). *The Lancet Oncology*, 14(9), 813–822. doi:10.1016/s1470-2045(13)70279-1

Report of the Conference of the Parties on its twenty-first session, held in Paris from 30 November to 13 December 2015. United Nations. Distr.: General 29 January 2016. Disponível em: < <https://unfccc.int/resource/docs/2015/cop21/eng/10a01.pdf>>. Acesso 01/08/2019.

SANTIAGO, *et al.* Caracterização do material particulado suspenso no ar de Cuiabá-MT no período de queimadas. **Revista Matéria**, ISSN 1517-7076 , V.20 N.01 pp.273-283, 2015.

SANTOS, A. C. A.; NOGUEIRA, J. S. Análise do material particulado no pantanal Mato-Grossense. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 30, n. 3, 254 - 264, 2015.

SAWLANI *et al.* The severe Delhi SMOG of 2016: A case of delayed crop residue burning, coincident firecracker emissions, and atypical meteorology. **Atmospheric Pollution Research**. Volume 10, Issue 3, May 2019, Pages 868-879

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. Atmospheric chemistry and physics. New York: John Wiley & Sons, Inc., 2006. SHAPIRO, S. S. e WILK, M. B. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, v. 52, p.591-611, 1965.

SITARAS, I. E., & SISKOS, P. A. (2008). The role of primary and secondary air pollutants in atmospheric pollution: Athens urban area as a case study. *Environmental Chemistry Letters*, 6(2), 59–69. doi:10.1007/s10311-007-0123-0

SKROMULIS, A.; BREIDAKS, J.; TEIRUMNIEKS, E. Effect of atmospheric pollution on air ion concentration. **Energy Procedia** 113 (2017) pages 231-237.

THACH, T.-Q., *et al.* (2010). Daily visibility and mortality: Assessment of health benefits from improved visibility in Hong Kong. *Environmental Research*, 110(6), 617–623. doi:10.1016/j.envres.2010.05.005

TORO *et al.* Exploring atmospheric stagnation during a severe particulate matter air pollution episode over complex terrain in Santiago, Chile. *Environmental Pollution*. Volume 244, January 2019, Pages 705-714.

UHEREK, E., *et al.* (2010). *Transport impacts on atmosphere and climate: Land transport*. *Atmospheric Environment*, 44(37), 4772–4816. doi:10.1016/j.atmosenv.2010.01.002

VENTURA, L. M. B. *et al.*, (2017). Chemical composition of fine particles (PM_{2.5}): water-soluble organic fraction and trace metals. ***Air Quality, Atmosphere & Health***, 10(7), 845–852. doi:10.1007/s11869-017-0474-z

WALLINGTON, T. J.; ANDERSON, J. E.; KURTZ, E. M.; TENNISON, P. J. Biofuels, vehicle emissions, and urban air quality. The Royal Society of Chemistry. Faraday Discuss, 2016, 189, 121-136p.

YAN, Q. *et al.* Maternal serum metabolome and traffic-related air pollution exposure in pregnancy. *Environment International*. Volume 130, September 2019, 104872.

YANG *et al.* The effect of particulate matter size on cardiovascular health in Taipei Basin, Taiwan. ***Computer Methods and Programs in Biomedicine***. Volume 137, December 2016, Pages 261-268.

ZHAO *et al.* Emerging role of air pollution in autoimmune diseases. *Autoimmunity Reviews*. Volume 18, Issue 6, June 2019, Pages 607-614

ZHANG *et al.* Particulate matter pollution in Kunshan High-Tech zone: Source apportionment with trace elements, plume evolution and its monitoring. ***Journal of Environmental Sciences***. Volume 71, September 2018, Pages 119-126.