



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

REGINA COELI LIMA

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AR EM ÁREA  
INFLUENCIADA POR COMPLEXO INDUSTRIAL E  
PORTUÁRIO EM PERNAMBUCO

RECIFE – PE  
AGOSTO/2023

REGINA COELI LIMA

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AR EM ÁREA  
INFLUENCIADA POR COMPLEXO INDUSTRIAL E  
PORTUÁRIO EM PERNAMBUCO

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.  
Área de Concentração: Tecnologia e Gestão do Meio Ambiente – Controle e Remediação da Poluição.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Marilda Nascimento Carvalho  
Coorientador: Prof. Dr. Glauber Lopes Mariano

RECIFE – PE  
AGOSTO/2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal Rural de Pernambuco  
Sistema Integrado de Bibliotecas  
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

L732a

Lima, Regina Coeli

Avaliação da qualidade do ar em área influenciada por complexo industrial e portuário em Pernambuco / Regina Coeli Lima. - 2023.

78 f. : il.

Orientadora: Marilda Nascimento Carvalho.

Coorientador: Glauber Lopes Mariano.

Inclui referências.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Recife, 2023.

1. Poluição atmosférica. 2. Emissões industriais. 3. Emissões portuárias. 4. Hysplit. 5. Cluster analysis. I. Carvalho, Marilda Nascimento, orient. II. Mariano, Glauber Lopes, coorient. III. Título

CDD 620.8

---

REGINA COELI LIMA

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AR EM ÁREA INFLUENCIADA POR COMPLEXO INDUSTRIAL E PORTUÁRIO EM PERNAMBUCO

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental, na Área de Concentração de Tecnologia e Gestão do Meio Ambiente – Controle e Remediação da Poluição.

Aprovada em \_\_\_\_ de \_\_\_\_\_ de 2023.

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Marilda Nascimento Carvalho (PPEAMB/UFRPE)  
Orientadora

---

Prof. Dr. Glauber Lopes Mariano (ICAT/UFAL)  
Coorientador

BANCA EXAMINADORA:

---

Prof. Dr. Marcus Metri Corrêa (PPEAMB/UFRPE)  
Examinador Interno

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Leocádia Terezinha Cordeiro Beltrame (UFRPE)  
Examinadora Externa

## AGRADECIMENTOS

A Deus, aos espíritos amigos e de luz e a todas as entidades que há tanto tempo e tão gentilmente me protegem, acolhem, guiam, iluminam e abrem os meus caminhos, meu eterno agradecimento.

À minha família. Meus pais, Amaro e Bete, que abriram mão de tudo para que eu pudesse ter tudo e ainda mais um pouco. Minhas irmãs, Andréia e Letícia, meu cunhado, Duda, e meu sobrinho, Mateus, que é a criaturinha mais perfeita que existe e que transforma tudo em luz. Obrigada por serem a melhor família que eu poderia ter e por sempre me apoiarem. Sem vocês, nada existe nem é possível.

Aos meus poucos, mas constantes amigos – Dani, Tati, Rafa, Jaque, Weydson, Nathália e Paula –, quer façam parte da minha vida há quase 30 anos ou apenas dois. Em especial a Tertius, uma das pessoas mais inteligentes e de bom coração que já tive o prazer de conhecer, e que tantas vezes me socorreu nessa jornada. A todos, obrigada por serem presença, mesmo quando ausência, por serem quem são e por me permitirem ser quem sou.

Aos meus colegas de turma. Em especial ao meu Grupinho, Paula, Flávia e Salatiel, por todos os surtos e fofocas compartilhadas. Sem vocês, o curso não teria sido o mesmo.

À minha orientadora, Marilda Nascimento Carvalho, por todos os ensinamentos, dedicação e por ter me acompanhado durante todo o tempo, dando todo suporte e auxílio com tanta gentileza sempre. Muito obrigada!

Ao meu coorientador, Glauber Lopes Mariano, por ter aceitado o convite para me coorientar, pela paciência, por toda dedicação e solicitude, e pelos conhecimentos compartilhados. Sem você, esse trabalho não existiria. Minha eterna gratidão!

À Universidade Federal Rural de Pernambuco e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, por todo suporte prestado durante essa jornada.

Aos membros da banca avaliadora, pela disponibilidade e pelas contribuições realizadas.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Nível Superior, pelo financiamento desta pesquisa.

A todos que direta ou indiretamente foram parte dessa conquista. Muito obrigada!

LIMA, R. C. **Avaliação da qualidade do ar em área influenciada por Complexo Industrial e Portuário em Pernambuco.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2023.

## RESUMO

A poluição atmosférica é uma problemática bastante antiga, e o constante aumento na demanda por bens e serviços ocasionou também no aumento da degradação da qualidade do ar, resultando na criação de políticas de controle e mitigação de emissão de poluentes. Emissões industriais e portuárias são importantes contribuintes no lançamento de contaminantes atmosféricos, principalmente quando estão aglomerados no mesmo local, como em Complexos Industriais Portuários. No entanto, apesar dos efeitos adversos serem amplamente difundidos, as legislações e o monitoramento da qualidade do ar ainda são muito precários no Brasil, principalmente nas regiões Norte e Nordeste do país. Em todo o estado de Pernambuco, há apenas cinco estações de monitoramento da qualidade do ar ativas e uma desativada, todas localizadas no entorno do Complexo Industrial Portuário de Suape (CIPS). Estas questões explicitam a necessidade de alternativas de fiscalização, como por meio da implementação de sistemas de modelagem atmosférica. Diante do exposto, este estudo teve como objetivo realizar o diagnóstico da qualidade do ar no entorno do CIPS e analisar o uso de um modelo atmosférico como alternativa para um monitoramento mais amplo. Para isso, foram analisados os dados de cinco poluentes (CO, MP<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> e SO<sub>2</sub>) em cinco estações de monitoramento da qualidade do ar (Estações CPRH, Cupe, Gaibu, IFPE e Ipojuca) localizadas na Região Metropolitana do Recife, em Pernambuco, entre os anos de 2017 e 2021. Para analisar a qualidade do ar local, as concentrações obtidas foram comparadas com o padrão final (PF) estabelecido na Resolução Conama nº 491/2018. Dados meteorológicos também foram aplicados para identificar as principais direções do vento durante todo o período estudado e nos momentos em que os PFs são ultrapassados. Além disso, foi utilizado o modelo atmosférico Hysplit (*Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory*) com aplicação de simulações de trajetórias *backward* junto ao método de *cluster analysis* para identificar as possíveis fontes poluidoras passíveis de formar o poluente secundário O<sub>3</sub>. A partir dos métodos empregados, foi possível observar que, além da baixa quantidade de estações de monitoramento presentes no estado, as informações divulgadas são bastante falhas, e que a maior parte das concentrações monitoradas não excederam o PF. Dentre os casos de ultrapassagem (221 eventos) do PF, o MP<sub>10</sub> foi o poluente que excedeu este limite mais vezes (132 dias). De acordo com o regime dos ventos, é possível que os casos de ultrapassagem em todas as estações estudadas estejam relacionados com as emissões industriais e portuárias do CIPS. O ozônio foi outro poluente que se destacou, apresentando 214 médias móveis horárias acima do PF e, através da *cluster analysis* de trajetórias *backward*, foi observado que 89% das trajetórias de ar foram originadas no oceano e 11% na área do CIPS, podendo ter como precursores o NO<sub>x</sub> emitidos pelos navios e os COVs pelas petroquímicas. Diante dos resultados obtidos, foi possível concluir que tanto as atividades industriais quanto as portuárias desenvolvidas no CIPS são significativas potenciais fontes de poluição atmosférica.

**Palavras-chave:** Poluição atmosférica; Emissões industriais; Emissões portuárias; Hysplit; *Cluster analysis*.

LIMA, R. C. **Air quality assessment in an area influenced by an Industrial and Port Complex in Pernambuco.** Master Dissertation (Mater's Program in Environmental Engineering) – Federal Rural University of Pernambuco, Recife, 2023.

## ABSTRACT

Air pollution is a long-standing issue, and the constant increase in demand for goods and services has led to a rise in air quality degradation, resulting in the creation of policies for pollution control and mitigation. Industrial and port emissions are significant contributors to the release of atmospheric pollutants, particularly when concentrated in the same area, such as in Industrial Port Complexes. However, despite the widely known adverse effects, air quality legislation and monitoring in Brazil are still inadequate, especially in the North and Northeast regions of the country. In the entire state of Pernambuco, there are only five active air quality monitoring stations and one deactivated station, all located in the vicinity of the Suape Industrial Port Complex (SIPC). These issues highlight the need for monitoring alternatives, such as the implementation of atmospheric modeling systems. In light of the above, this study aimed to diagnose air quality in the vicinity of SIPC and assess the use of an atmospheric model as an alternative for broader monitoring. To achieve this, data from five pollutants (CO, PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, and SO<sub>2</sub>) were analyzed at five air quality monitoring stations (CPRH, Cupe, Gaibu, IFPE, and Ipojuca) located in the Metropolitan Region of Recife, Pernambuco, between 2017 and 2021. To assess local air quality, the obtained concentrations were compared with the final standard (FS) established in Conama Resolution No. 491/2018. Meteorological data were also applied to identify the predominant wind directions throughout the study period and during instances when PFs were exceeded. Additionally, the Hysplit (Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) atmospheric model was employed, using backward trajectory simulations and cluster analysis to identify possible pollutant sources capable of generating the secondary pollutant O<sub>3</sub>. Based on the applied methods, it was observed that, in addition to the limited number of monitoring stations in the state, the provided information is incomplete, and the majority of monitored concentrations did not exceed the FS. Among the instances of FS exceedance (221 events), PM<sub>10</sub> exceeded the limit the most (132 days). According to wind patterns, it is likely that the exceedances at all studied stations are related to industrial and port emissions from SIPC. Ozone was another pollutant of concern, with 214 hourly moving averages above the FS and, through cluster analysis of backward trajectories, it was observed that 89% of air trajectories originated from the ocean, and 11% from the SIPC area, potentially influenced by ship-emitted NO<sub>x</sub> and petrochemical-related VOCs. Based on the obtained results, it can be concluded that both industrial and port activities conducted at SIPC are significant potential sources of air pollution.

**Key-words:** Air pollution; Industrial emissions; Port emissions; Hysplit; Cluster Analysis.

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	8
2. OBJETIVOS .....	14
2.1 Objetivo geral .....	14
2.2 Objetivos específicos .....	14
3. REVISÃO DE LITERATURA .....	15
3.1 Poluição atmosférica .....	15
3.2 Monitoramento da qualidade do ar .....	16
3.3 Hysplit .....	19
REFERÊNCIAS .....	21
<b>CAPÍTULO 1 – ANÁLISE DA QUALIDADE DO AR NA REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE, PERNAMBUCO .....</b>	<b>30</b>
1. INTRODUÇÃO .....	31
2. MATERIAL E MÉTODOS .....	34
2.1 Área de Estudo .....	34
2.2 Fonte e Tratamento de Dados .....	36
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	38
4. CONCLUSÃO .....	50
AGRADECIMENTO .....	52
REFERÊNCIAS .....	52
<b>CAPÍTULO 2 – USO DE SISTEMA DE MODELAGEM ATMOSFÉRICA NA IDENTIFICAÇÃO DE POSSÍVEIS FONTES DE POLUIÇÃO .....</b>	<b>57</b>
1. INTRODUÇÃO .....	58
2. OBJETIVOS .....	60
3. METODOLOGIA .....	60
3.1 Local de estudo .....	60
3.2 Simulações de trajetória <i>backward</i> e <i>cluster analysis</i> .....	62



<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>64</b>
<b>5. CONCLUSÃO .....</b>	<b>69</b>
<b>AGRADECIMENTO .....</b>	<b>70</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>70</b>
<b>4. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>77</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A poluição ambiental é produto de diversas atividades, principalmente de origem antrópica, e à medida que a demanda por bens e serviços cresce, os impactos ao meio ambiente e à saúde humana também aumentam. No caso da poluição atmosférica, apesar da degradação do meio ter sido intensificada a partir da Revolução Industrial (EUZEBIO et al., 2022), relatos sobre os impactos provenientes da baixa qualidade do ar datam desde o século XIII.

Segundo Ponting (1995), no século XIII houve escassez na madeira, sendo substituída pelo carvão como combustível. Esta escassez foi mais evidente na Inglaterra e, em 1257, a Rainha Eleanor precisou deixar o castelo de Nottingham devido ao alto nível de poluição resultante da queima do novo combustível, que formava grandes nuvens de fumaça preta. Anos depois, em 1307, ficou proibida a queima do carvão em Londres. No entanto, o decreto foi ignorado. Além desta, outras cidades da Inglaterra sofreram os mesmos impactos, como Sheffield, em 1608, Newcastle, em 1725, e Oxford, no século XVIII. O mesmo autor relatou que, no século XIV, com o crescimento de Londres cada vez mais acelerado, as nuvens pretas de fumaça começaram a ser chamadas de *smog* (junção de *smoke*, que significa fumaça, e *fog*, que significa névoa), se tornando um problema cada vez mais evidente, visto que o índice de mortes por causas pulmonares aumentou consideravelmente nos períodos mais intensos da poluição. A intensidade dessa névoa levou à morte de cerca de 500 pessoas em dezembro de 1873 e mais de 2.000 em apenas três semanas de fevereiro de 1880. Em dezembro de 1952, mais de 4.000 pessoas morreram devido a um episódio extremo de contaminação do ar, levando à adoção de medidas de controle de emissão de poluentes. No ano de 1956, foi criada no Reino Unido a Lei do Ar Puro, que implementou o controle dos tipos de combustíveis utilizados, resultando na redução de cerca de 80% da quantidade de fumaça liberada em Londres por volta de 1970.

De acordo com relatos de Braga et al. (2001), em dezembro de 1930, poluentes atmosféricos não conseguiram se dispersar no Vale de Meuse, entre as cidades de Huy e Liège, na Bélgica, devido às condições meteorológicas locais, causando a morte de cerca de 60 pessoas em até dois dias após o início do fenômeno e levando várias outras pessoas a apresentar doenças respiratórias. Já em outubro de 1948, uma inversão térmica impediu a dispersão de poluentes na cidade de Donora, estado da Pensilvânia, nos Estados Unidos, resultando no óbito de 20 pessoas. Diante de tantos episódios, ficou evidente a necessidade de implantar técnicas para o controle da poluição do ar. Assim, em 1955, o Congresso dos Estados Unidos liberou financiamento para que fossem realizados estudos voltados ao impacto causado pela degradação da qualidade do ar na saúde e economia. Já no início da década de 60, um programa

federal ligado ao Departamento de Saúde, Educação e Bem-Estar Social dos Estados Unidos foi criado, porém não apresentou bons resultados, visto que grande parte dos estados não estavam preparados para efetivar as medidas impostas. Isso levou à ocorrência de novos episódios que, junto com outros desastres ambientais que degradaram a qualidade da água e do solo, fez com que a Agência de Proteção Ambiental norte-americana (USEPA) fosse criada. A Comunidade Europeia, por sua vez, já apresentava propostas e medidas de controle da poluição no início da década de 70, fazendo com que a Inglaterra fosse obrigada a se adequar à legislação quando começou a fazer parte da mesma em 1973. Os mesmos autores chamam a atenção ao fato de que à medida que os países mais desenvolvidos passaram a ser mais rigorosos com tal controle, as indústrias passaram a operar em países cujas legislações não eram tão efetivas, causando novos desastres. Um exemplo é o fato ocorrido em dezembro de 1984 em Bhopal, na Índia, onde pelo menos 1.700 pessoas morreram vítimas de um intenso edema pulmonar causado por um vazamento de metilisocianato (MIC) e várias outras ficaram com sequelas graves.

No Brasil, o símbolo da mudança ocorreu na década de 50, quando Cubatão, localizada no estado de São Paulo, começou a se transformar em um parque industrial (PIRES, 2012). Cubatão está localizada em uma área que se estende ao longo da costa do Atlântico Sul e é contornada por colinas e montanhas de floresta tropical Atlântica Úmida paralelas à costa que podem atingir de 700 a 1000 metros de altitude acima do nível do mar. Estas características são capazes de influenciar diretamente no comportamento meteorológico local que, aliado ao alto índice de emissão de contaminantes sem qualquer tipo de controle à época, fez com que a cidade sofresse grandes consequências (SPEKTOR et al., 1991). Assim, passou a ser conhecida como Vale da Morte nacional e internacionalmente (ALONSO; GODINHO, 1992) e foi apontada pela Organização das Nações Unidas (ONU) como a cidade mais poluída do mundo. No final da década de 70, Cubatão emitia uma média acima de 1000 toneladas de componentes químicos tóxicos por dia e no início da década de 80, estabeleceu-se a relação entre os níveis alarmantes da poluição e as má formações e mortes de recém-nascidos. Há registros de pelo menos 37 bebês natimortos devido à má formação no sistema nervoso causada pela contaminação atmosférica. No entanto, é possível que esse número seja muito maior, visto que muitos dados eram censurados devido à ditadura militar instaurada no Brasil à época. Em 1983, deu-se início a um programa para reduzir a emissão dos poluentes e, após 10 anos, na Eco-92, Cubatão foi reconhecida como símbolo de recuperação ambiental, onde as emissões chegaram a ser reduzidas em até 90% a partir de medidas simples de controle, reduzindo também os impactos ambientais e na saúde da população (COSTA, 2017).

Outra fonte que pode contribuir significativamente para a degradação atmosférica é a veicular, cujas primeiras evidências de efeitos adversos foram observadas a partir de diversas pesquisas científicas realizadas no início da década de 50 no estado da Califórnia, nos Estados Unidos. Como resultado, a primeira legislação mundial a tratar desta problemática foi promulgada neste Estado em 1961. A partir dessa iniciativa, diversas legislações de controle das emissões atmosféricas veiculares foram implementadas em todo o mundo. Em 1976, na América do Sul, o Brasil foi o primeiro país a implementar legislação voltada à poluição por meio de veículos e, em 1986, foi instituído o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE) (MENDES, 2004). Após a implementação do PROCONVE, as emissões de contaminantes por veículos leves e pesados reduziram significativamente na Região Metropolitana de São Paulo (CARVALHO et al., 2014).

Em 1992, a ONU realizou a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento (CNUMAD), também conhecida como Rio 92 e Cúpula da Terra, onde 179 países assinaram a Agenda 21 Global. A Agenda 21 é um documento estruturado em 40 capítulos com um programa de ação cujo objetivo é desenvolver sociedades sustentáveis a partir de métodos de proteção ambiental, justiça social e eficiência econômica (MMA, 2022). O capítulo 9 deste documento é responsável por abordar a proteção da atmosfera, considerando-a como “um empreendimento amplo e multidimensional, que envolve vários setores da atividade econômica”. Para isso, discute questões que também são abordadas em acordos internacionais, como é o caso da Convenção de Viena para a Proteção da Camada de Ozônio (1985), do Protocolo de Montreal sobre Substâncias que Destroem a Camada de Ozônio (1987) e da Convenção-Quadro sobre Mudança do Clima (1992), explicitando que os Governos são livres para aplicar medidas adicionais que sejam compatíveis com tais instrumentos legais. Para auxiliar os Governos no processo de tomada de decisão, o documento oferece base para ação, objetivos e atividades a serem desenvolvidas para cada uma das áreas e subáreas. Além disso, oferece também meios para a implementação, abordando a cooperação internacional e regional, capacitação, desenvolvimento dos recursos humanos e estimativa financeira e de custos (ONU, 1992).

Em 2005, a Organização Mundial de Saúde (OMS) publicou uma atualização do *Air Quality Guidelines* (AQG), anteriormente publicado no ano de 2000, que é um documento que aponta diretrizes para reduzir os impactos causados pela poluição atmosférica na saúde e que tem como referência estudos científicos publicados à época (OMS, 2005). Este documento estipulou valores de emissão para materiais particulados finos e respiráveis, ozônio, dióxido de nitrogênio e dióxido de enxofre de acordo com níveis considerados seguros para a saúde,

servindo como base para diversos países aplicarem em suas legislações. Em 2021, o AQQ passou por outra atualização e foi publicado como um documento ainda mais completo, apresentando novas recomendações para os cinco poluentes já citados e acrescentando informações sobre o monóxido de carbono. É esperado que a implementação dessas diretrizes em escala global resulte na redução da poluição atmosférica de forma bastante significativa, fazendo com que grandes benefícios na saúde da população sejam atingidos (OMS, 2021).

No que diz respeito ao clima, em 1988, a Organização Meteorológica Mundial (OMM) junto com o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) criou o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (*Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC*). O IPCC é um órgão das Nações Unidas que conta com 195 governos como membros e que, através da avaliação de estudos científicos publicados mundialmente, produz relatórios sobre as mudanças climáticas, os impactos causados pela mesma e a possibilidade de riscos futuros, oferecendo alternativas de adaptação e mitigação na redução de danos (IPCC, 2023a). De acordo com o Relatório de Síntese do Sexto Relatório de Avaliação do IPCC (2023b), a emissão de gases de efeito estufa (GEE) a partir de atividades antropogênicas tem causado o aquecimento global, com aumento de temperatura atingindo 1,1°C entre 2011 e 2020 com relação a 1850-1900. Entre as principais atividades emissoras desses gases estão o uso de energia e do solo, e padrões de consumo e produção não-sustentáveis, levando a rápidas mudanças e impactos na atmosfera e meio ambiente como um todo, na saúde e no bem-estar humano e na infraestrutura urbana. Ainda segundo o relatório, a redução drástica e rápida das emissões de GEE resultaria na desaceleração do aquecimento global em cerca de duas décadas e na mudança da composição da atmosfera em poucos anos.

Apesar dos avanços ocorridos ao longo dos séculos através de tecnologias, relatórios, acordos e legislações nacionais e internacionais, a poluição atmosférica ainda é um desafio no Brasil e, atualmente, diversas fontes de emissão de poluentes estão espalhadas por todo país. Em estudo realizado no Sudeste brasileiro, nos estados de Minas Gerais, Espírito Santo e São Paulo, realizou-se um inventário no qual foi observado que inúmeras fontes de contribuição de emissões atmosféricas estão presentes na região. Dentre estas, estão frota veicular, indústrias extrativistas, indústrias de transformação, construção civil, pecuária, agricultura, focos de queimadas, aeroportos, portos, aterros sanitários e malha ferroviária (SEIBERT; PINTO; MONTE, 2022). Além do Sudeste, a qualidade do ar do Sul do país também é fortemente influenciada pela atividade industrial, enquanto a do Norte e Centro-Oeste é bastante degradada a partir de intensas queimadas realizadas para desmatar grandes áreas (DUARTE; SANTOS; FRANÇA, 2021). Em São Luís do Maranhão, identificou-se que as maiores fontes poluidoras

do ar são a zona portuária e industrial do município, com destaque para o local de deposição e estocagem de minério de ferro e a termoelétrica movida a carvão mineral (PINHEIRO; VENTURI; GALVANI, 2020). Já no Ceará, uma importante fonte de degradação da qualidade do ar é o Complexo Industrial Portuário de Pecém, no qual estão instalados diversos empreendimentos, como planta termoelétrica, indústria siderúrgica, refinaria e indústria cimenteira (RIBEIRO et al., 2022).

Essas fontes poluidoras podem ser caracterizadas como fixas, como é o caso das indústrias e vulcões, ou móveis, como carros, motos e navios. No caso das indústrias, diversos tipos de empreendimentos podem influenciar na qualidade do ar, como é o caso de termelétricas, siderúrgicas, indústrias de ferro e alumínio, pedreiras, fornos de tijolos (YADAV et al., 2022), petroquímicas (CHEN et al., 2018), indústrias de fertilizantes e terminais de armazenamento e transporte de produtos a granel (BERGSTRA; BRUNEKREEF; BURDORF, 2021). As emissões industriais são resultantes dos diferentes tipos de combustíveis utilizados nas diversas operações realizadas e pelo próprio processo produtivo, contribuindo para o lançamento de variadas concentrações de materiais particulados (MP), óxidos de nitrogênio ( $\text{NO}_x$ ), dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ) (KHAN; HASSAN, 2022), compostos orgânicos voláteis (COVs) (BERGSTRA; BRUNEKREEF; BURDORF, 2021), monóxido de carbono (CO) e ozônio ( $\text{O}_3$ ) (YADAV et al., 2022) na atmosfera. Em áreas portuárias, os navios podem ser importantes contribuintes para a degradação da qualidade do ar, emitindo poluentes como  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{MP}_{2,5}$  e compostos de níquel e vanádio, com os óxidos de nitrogênio podendo ser o principal entre estes (BERGSTRA; BRUNEKREEF; BURDORF, 2021).

A distribuição dos poluentes atmosféricos é afetada por múltiplos fatores (GUO et al., 2023), como aspectos topográficos e meteorológicos (YADAV et al., 2022), que, junto com as diferentes características de emissão de cada local, poderão fazer com que os contaminantes permaneçam mais próximos à superfície, se dispersem em maiores altitudes (BAUMBACH; BRUSCHE, 2018) e sejam depositados mais próximos à fonte emissora ou em regiões vizinhas. Eventos de precipitação, por exemplo, podem diminuir a concentração desses contaminantes na atmosfera através do carreamento, dissolução e deposição das partículas (SANTOS et al., 2019). Já o sentido e a velocidade do vento podem fazer com que partículas mais leves sejam mais facilmente transportadas e atinjam áreas no entorno e distante da fonte emissora, fazendo com que essas regiões também estejam sujeitas à contaminação (FRANCOVÁ et al., 2017).

O transporte de poluentes faz com que a concentração desses decaia à medida que se distanciam da fonte geradora, podendo se depor no solo, em sedimentos e nos corpos hídricos, sendo uma ameaça tanto para a saúde humana quanto para os ecossistemas (LI et al., 2021a).

Um exemplo dessa implicação no meio ocorre através dos óxidos de enxofre e nitrogênio, que podem atingir grandes distâncias através do vento e são facilmente dissolvidos em água. Assim, alcançam níveis mais altos da atmosfera e reagem com vapor de água, oxigênio e outros componentes químicos produzindo poluentes ácidos (ADEBIYI, 2022). Esses elementos, por sua vez, podem se depositar tanto na forma seca quanto na úmida, resultando na chamada deposição ácida, efeito que causa a degradação do meio ambiente e de materiais.

A exposição aos poluentes atmosféricos pode causar diversas consequências na saúde humana. Entre elas, aumento do risco de desenvolvimento e mortalidade por doenças cardiovasculares, efeitos respiratórios agudos ou crônicos e câncer de pulmão. Os grupos mais sensíveis são os mais propícios a sofrer com essas consequências, como pessoas em condições socioeconômicas mais vulneráveis, pessoas com excesso de peso, idosos, gestantes e crianças, principalmente nos primeiros anos de vida, incluindo o período intrauterino (MORAES et al., 2019; RODRIGUES; IGNOTTI; HACON, 2019; BASE et al., 2020; SANTOS et al., 2021; GONÇALVES et al., 2022). Em 2016, cerca de 7 milhões de mortes globais foram associadas à poluição atmosférica, com aproximadamente 94% tendo ocorrido em países de baixa e média renda (WHO, 2018a). Desse total, 4,2 milhões foram atribuídas diretamente à poluição atmosférica ambiente (externa) (WHO, 2018b).

A redução das emissões de poluentes para os limites estabelecidos pela OMS pode evitar que diversas mortes relacionadas à poluição atmosférica aconteçam. Embora os efeitos danosos resultantes da precariedade da qualidade do ar sejam bastante difundidos, tanto as legislações quanto o monitoramento da qualidade do ar nacionais ainda são falhos (ANDREÃO; ALBUQUERQUE; KUMAR, 2018), principalmente nas regiões Norte e Nordeste. Em toda a Região Norte, não há nenhuma estação de monitoramento da qualidade do ar, enquanto na Região Nordeste apenas três estados, sendo eles Bahia, Ceará e Pernambuco, possuem registro de tais estações (IEMA, 2023). Em todo o estado de Pernambuco, por exemplo, há apenas cinco estações de monitoramento ativas e uma desativada, todas localizadas próximo ao Complexo Industrial Portuário de Suape (CIPS), na Região Metropolitana do Recife (RMR) (CPRH, 2023). Os dados de concentração monitorados por esta rede estão disponíveis na Plataforma da Qualidade do Ar do Instituto de Energia e Meio Ambiente (IEMA) e, embora seja de domínio público, é pouco utilizado para o desenvolvimento de pesquisas e estudos no estado.

Essa problemática evidencia a necessidade de que alternativas viáveis sejam apresentadas e difundidas, de forma que o monitoramento possa ocorrer de maneira mais eficiente em todas as áreas. Uma forma de realizar esse monitoramento é através de sistemas de modelagem, que fazem uso de modelos matemáticos para descrever a atmosfera, a dispersão

e os processos físicos e químicos ligados à pluma de poluição de uma fonte emissora (MARTINS; FORTES; LESSA, 2015), contribuindo para o diagnóstico da qualidade do ar e auxiliando no processo de tomada de decisões.

Por isso, este estudo tem como propósito analisar a qualidade do ar no entorno do CIPS e simular o comportamento da trajetória do ar nos momentos em que há ultrapassagem do padrão final de emissão estabelecido em legislação nacional de forma a identificar as possíveis fontes responsáveis pelo aumento deste contaminante na atmosfera. Para realizar o diagnóstico da qualidade do ar, serão analisados os dados de monitoramento de cinco poluentes (CO, MP<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> e SO<sub>2</sub>) em cinco estações de monitoramento (CPRH, Cupe, Gaibu, IFPE e Ipojuca) no período de 2017 a 2021. No cálculo das trajetórias do tipo *backward* junto ao método de *cluster analysis* para identificar as possíveis fontes emissoras, será utilizado o modelo atmosférico e de dispersão de poluentes Hysplit (*Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory*). A partir das análises e simulações, objetiva-se contribuir com o diagnóstico da qualidade do ar, demonstrando a aplicabilidade de métodos alternativos para auxiliar na tomada de decisões.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Analisar a qualidade do ar em área da Região Metropolitana do Recife através de dados de estações de monitoramento e, a partir do uso do modelo atmosférico e de dispersão de poluentes Hysplit, simular as trajetórias do ar para identificar potenciais fontes de contaminação atmosférica locais.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Analisar o comportamento das concentrações de CO, MP<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> e SO<sub>2</sub> medidas pelas Estações de monitoramento da qualidade do ar CPRH, Cupe, Gaibu, IFPE e Ipojuca entre os anos de 2017 e 2021;
- Identificar os casos em que há ultrapassagem dos padrões finais de emissão estabelecidos pela Resolução Conama nº 491/2018;
- Identificar possíveis fontes poluidoras através de simulações das trajetórias do ar realizadas com o modelo atmosférico e de dispersão de poluentes Hysplit;
- Utilizar o modelo atmosférico Hysplit de forma que seja possível demonstrar a aplicabilidade e a confiabilidade da metodologia em sistemas de monitoramento atmosférico.



### 3. REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 Poluição atmosférica

Devido às atividades desenvolvidas, centros industriais e urbanos são grandes geradores de poluição antrópica e apresentam altas concentrações de contaminantes, podendo impactar na saúde humana e no desenvolvimento econômico. Indústrias cerâmicas, por exemplo, podem ser fontes emissoras de metais pesados, como zinco (Zn), chumbo (Pb), cromo (Cr) e cádmio (Cd) (LI et al., 2021a). Além disso, os minerais de argila, que são usados como matérias-primas, e o carvão, muitas vezes utilizado no processo de queima nesse tipo de indústria, podem conter altos níveis de enxofre (S), emitindo SO<sub>2</sub> no processo produtivo (KHAROL et al., 2020). Já a indústria cimenteira é passível de emitir poluentes como CO<sub>2</sub>, MP, SO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub> (ZHANG et al., 2018), enquanto a de ferro e aço pode liberar MP<sub>2,5</sub>, SO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub>. Alguns desses contaminantes podem ser emitidos a partir de diversas outras atividades, como é o caso dos óxidos de nitrogênio, que também podem ser produzidos através da mineração, do transporte e armazenamento de cargas e do refino do petróleo (YANG et al., 2019).

A indústria petroquímica é uma das principais fontes de poluição atmosférica, cujo processo de refino é responsável pelo maior impacto e degradação ambiental (ADEBIYI, 2022). Dentre os poluentes emitidos por esse tipo de indústria, estão metais pesados, como Cd e Pb (LI et al., 2023), hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (SUN et al., 2023), MP<sub>2,5</sub> (CAUMO et al., 2023), SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> (MARQUÈS et al., 2020) e COVs (XIE et al., 2023). Os COVs são formados por diversos elementos e, além dos impactos diretos que podem gerar, são um dos principais precursores do poluente secundário O<sub>3</sub>, podendo levar a impactos indiretos também (PINTHONG et al., 2022).

Além do crescimento industrial, as crescentes necessidades do comércio internacional levaram ao aumento significativo de operações portuárias nos últimos anos, contribuindo significativamente para o impacto ambiental. Estes impactos podem ser causados tanto pelos navios quanto pelas atividades desenvolvidas no porto, variando de acordo com o tipo de embarcação e de equipamento presente no local (OKŞAŞ, 2023; ZHOU et al., 2023). Os tipos de movimentação dos navios também são fundamentais na taxa de emissão de contaminantes, fazendo com que diferentes concentrações possam ser emitidas quando o mesmo está ancorado aguardando permissão para entrar no porto, em manobra, atracado ou em rota (BUDIYANTO; HABIBIE; SHINODA, 2022). Entre os poluentes emitidos a partir das atividades portuárias estão CO<sub>2</sub>, MP<sub>1</sub>, COVs (LOH et al., 2023), MP<sub>2,5</sub>, MP<sub>10</sub>, SO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub>, com o NO<sub>x</sub> e o SO<sub>2</sub> sendo os maiores contribuintes, respectivamente. No entanto, devido à grande contribuição e impacto do SO<sub>2</sub>, a Organização Marítima Internacional definiu, em 2020, que as taxas de enxofre nos

combustíveis deviam ser reduzidas, resultando na diminuição das concentrações de SO<sub>2</sub> em diversos portos nos últimos anos (YUAN et al., 2023).

No que diz respeito à saúde humana, os poluentes emitidos pela indústria petroquímica podem estar associados ao aumento do risco de variados tipos de câncer (DOMINGO et al., 2020), doenças relacionadas ao sistema respiratório, reprodutivo e casos de hipotireoidismo (MARQUÈS et al., 2020). As composições de COV e MP podem variar de acordo com os diferentes processos e fontes emissoras e a exposição a estes e outros contaminantes pode estar relacionada à ocorrência de doenças crônicas, como condições inflamatórias, diabetes mellitus, doenças cardiovasculares e respiratórias (BERGSTRÄ; BEEN; BURDORF, 2022). Além disso, a presença de poluentes atmosféricos pode estar associada à casos de doenças reumáticas autoimunes sistêmicas, como lúpus sistêmico, esclerodermia e síndrome de Sjögren (ZHAO et al., 2023). O impacto na saúde humana irá variar e, a depender da condição que estiver sendo analisada, o risco por parte da degradação da qualidade do ar geralmente é maior em crianças do que em adultos (LI et al., 2021a) e o contato com quantidades excessivas de poluentes pode resultar no aumento da morte prematura da população (YANG et al., 2019).

### **3.2 Monitoramento da qualidade do ar**

Diante de todos os malefícios acarretados pelos poluentes atmosféricos, é imprescindível que haja o monitoramento e o controle da poluição do ar. Este monitoramento pode ser das emissões ou da qualidade do ar. O monitoramento das emissões consiste na medição da concentração de contaminantes liberados a partir de uma fonte emissora; enquanto o da qualidade do ar, na medição e quantificação das concentrações de poluentes no ar ambiente. A implantação de uma rede de monitoramento pode ter diversos objetivos, como avaliar o impacto de uma fonte ou de um grupo de fontes de emissão significativo, analisar o cumprimento dos padrões estabelecidos em legislação e validar a utilização de modelos matemáticos de dispersão (FRONDIZI, 2008).

No que diz respeito aos padrões de emissão, algumas legislações brasileiras discorrem sobre esta temática. A Portaria Minter nº 231 (BRASIL, 1976) foi a primeira a estabelecer os padrões de qualidade do ar no Brasil, seguida pela Resolução Conama nº 05 (CONAMA, 1989), que instituiu o Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar (PRONAR). A Resolução nº 03 (CONAMA, 1990), por sua vez, foi revogada pela Resolução nº 491 (CONAMA, 2018), que dispõe sobre os padrões da qualidade do ar e amplia a quantidade de poluentes determinada pela Portaria Minter nº 231, sendo a legislação vigente mais recente no Brasil.

Na Resolução nº 491 (CONAMA, 2018), os padrões de qualidade do ar são definidos em intermediários (PI) e finais (PF), sendo os intermediários estabelecidos como valores temporários que devem ser cumpridos em etapas e os finais, os definidos pela OMS em 2005. A Resolução estabelece que os PI (PI-1, PI-2 e PI-3) e o PF devem ser adotados de forma consecutiva, com o PI-1 entrando em vigor no momento da publicação. No entanto, não estabelece prazo para cumprimento de nenhuma etapa, indicando que devem levar em consideração Planos e Relatórios elaborados pelos órgãos estaduais. Os poluentes atmosféricos cujos Padrões de Qualidade do Ar são abordados na legislação são  $MP_{10}$ ,  $MP_{2,5}$ ,  $SO_2$ ,  $NO_2$ ,  $O_3$ , fumaça, CO, partículas totais em suspensão (PTS) e chumbo (Pb).

Já no que diz respeito à lei federal, não há nenhuma que esteja atualmente em vigor. No entanto, o Projeto de Lei nº 10.521 (BRASIL, 2018), que tem como objetivo instituir a Política Nacional de Qualidade do Ar e criar o Sistema Nacional de Informações de Qualidade do Ar, foi aprovado pela Comissão de Constituição e Justiça e de Cidadania (CCJC) e enviado para o Senado (CÂMARA DOS DEPUTADOS, 2023).

A nível estadual, tem-se a Lei nº 15.725 (PERNAMBUCO, 2016), que estabelece normas e diretrizes para a qualidade do ar no estado de Pernambuco. Nesta, fica determinado que os padrões de qualidade do ar deverão ser estabelecidos pela Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH) e, caso não haja tal regulamentação, as legislações federais e resoluções do Conama pertinentes devem ser seguidas. Além disso, coloca como responsabilidade da CPRH o monitoramento e elaboração de relatórios da qualidade do ar, documento que deve ser público e acessível para fácil entendimento. Segundo a CPRH, os limites em vigor para os padrões da qualidade do ar são os mesmos estabelecidos a nível nacional (CPRH, 2022a).

Os dados do monitoramento da qualidade do ar gerados pelos órgãos públicos brasileiros são reunidos e padronizados pela Plataforma da Qualidade do Ar, que é uma ferramenta criada pelo Instituto de Energia e Meio Ambiente (IEMA). Esta ferramenta reúne informações a respeito das estações de monitoramento, poluentes monitorados, evolução da poluição e permite realizar um comparativo entre as concentrações medidas com as recomendadas pela OMS. Estas informações facilitam a gestão dos órgãos competentes, mantêm a sociedade e comunidade científica informadas e servem como fonte para a base de dados da qualidade do ar da OMS (IEMA, 2022).

No Brasil, em 2021, apenas dez estados e o Distrito Federal possuíam estações de monitoramento da qualidade do ar, incluindo Pernambuco, e as publicações dos dados de monitoramento podem ocorrer tanto em tempo real quanto em relatórios anuais (IEMA, 2021). Em Pernambuco, os dados coletados através das estações de monitoramento são transmitidos

para a CPRH, que irá analisar e validar de acordo com os padrões estabelecidos nas legislações pertinentes. Os dados históricos, reunidos desde 2017, estão disponíveis para análise na Plataforma da Qualidade do Ar (CPRH, 2022b).

Atualmente, Pernambuco conta com apenas cinco estações automáticas de monitoramento ativas (Estações CPRH, Cupe, IFPE, Ipojuca e Suape) que processam as informações das amostras de ar em médias horárias. Além destas estações, há também a Estação Gaibu, que foi desativada no ano de 2020. Todas ficam próximas ao Complexo Industrial Portuário de Suape, na Região Metropolitana do Recife (RMR), e das seis estações, quatro estão localizadas no município de Ipojuca e duas no município do Cabo de Santo Agostinho. O acompanhamento é realizado pela CPRH em tempo real e, de forma geral, são analisadas emissões de MP<sub>10</sub>, SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, CO, sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S), amônia (NH<sub>3</sub>), hidrocarbonetos não metânicos (NCH<sub>4</sub>), metano (CH<sub>4</sub>), hidrocarbonetos totais (HCT), NO e NO<sub>2</sub> (CPRH, 2023). Com exceção das Estações Cupe e Suape, cujas atividades tiveram início no segundo semestre de 2020 e 2022, respectivamente, todas as Estações – CPRH, Gaibu, IFPE e Ipojuca – possuem dados de monitoramento disponíveis para consulta a partir do ano de 2017. E, com exceção da Estação Gaibu, que foi desativada no segundo semestre de 2020, todas possuem informações divulgadas até 2022. Os poluentes cujos dados de emissão são públicos são: CO, MP<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> e SO<sub>2</sub> e estas informações estão disponíveis na Plataforma da Qualidade do Ar do IEMA (IEMA, 2023).

Conhecer a origem, a difusão, o transporte e os danos causados pelos poluentes é o primeiro passo na tomada de decisão para aplicação de medidas mitigatórias e de prevenção da poluição. Uma forma de reunir essas informações é através do uso de modelagem atmosférica, que permite que parâmetros relacionados à qualidade do ar possam ser estimados e previstos, sendo importantes e efetivos pra resolver questões ambientais complexas incertas, interativas e dinâmicas. A maior parte desse sistema está dividida nas categorias de modelo de dispersão, fotoquímico e receptor. Como exemplo de modelo de dispersão, tem-se o Hysplit (*Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory*). Já para o fotoquímico, tem-se o CMAQ (*Community Multiscale Air Quality*), enquanto para o receptor tem-se o PMF (*Positive Matrix Factorization*). A seleção do modelo a ser utilizado deve levar em consideração diversos fatores, como os dados disponíveis necessários para as simulações, como informações meteorológicas, de emissão de poluentes e o objetivo do estudo. Por isso, a escolha do modelo adequado é fundamental para que os resultados obtidos sejam precisos. Em estudo realizado na Bacia de Sichuan, na China, pesquisadores utilizaram todos os modelos citados, além do WRF-

Chem (*Weather Research and Forecasting Chemistry*), para comprovar a eficácia dessa metodologia, obtendo resultados satisfatórios (LI et al., 2021b).

Em Bogotá, na Colômbia, foi aplicada a modelagem de transporte químico (CTM), que permite reproduzir as concentrações observadas de maneira adequada, analisar as origens das contribuições com erros de redimensionamento relativamente pequenos e projetar os benefícios da mitigação da poluição na qualidade do ar. A partir do uso do modelo, pesquisadores verificaram que as maiores fontes de emissão de MP<sub>2,5</sub> são a ressuspensão de material particulado, as indústrias e a combustão proveniente de veículos na estrada. Estas informações podem servir de base para realizar o controle de poluição no local estudado e em locais com características semelhantes, priorizando ações que causem maiores impactos positivos (EAST et al., 2021).

Em estudo realizado em Durban, na África do Sul, realizou-se a incorporação de dois modelos de dispersão de poluição atmosférica – CALPUFF e ADMS-Urban – em um modelo de regressão de uso e ocupação do solo (LUR) para gerar um modelo híbrido e, assim, prever a concentração de NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> e PM<sub>10</sub>. Para isso, foram analisados dois pontos na cidade, sendo o primeiro uma área residencial com pequenas atividades industriais e o segundo, uma área que comporta uma mistura de residência, comércio e alto índice de industrialização. A partir dos resultados, observou-se que as maiores fontes de emissão de poluentes estão na segunda área estudada e inclui indústrias, veículos, queima de combustíveis domésticos e emissões provenientes de navios, visto que essa mesma área da cidade comporta o porto mais movimentado do continente Africano (TULARAM et al., 2021).

### 3.3 Hysplit

Estes estudos comprovam que o uso de modelagem na avaliação e monitoramento da qualidade do ar é muito útil e tem sido bastante difundido ao longo das décadas e dos continentes. Além destes sistemas permitirem analisar a concentração e dispersão de poluentes, também são capazes de prever as alterações nas emissões a partir de medidas mitigatórias, sendo, portanto, parte fundamental para aplicação de políticas públicas de monitoramento e melhoramento da qualidade do ar.

Uma das opções de aplicação dessa metodologia é através do Hysplit, modelo matemático híbrido que usa de abordagem Lagrangiana e Euleriana para calcular simulações de trajetória, dispersão e concentração de poluentes no ar (STEIN et al., 2015). Essas simulações podem ser realizadas em dois sentidos: *backward* e *forward*. No sentido *backward*, é possível identificar as potenciais fontes poluidoras que influenciam a área de estudo; enquanto

o sentido *forward* identifica os possíveis locais afetados pela emissão dos poluentes (FRANZIN et al., 2020). Além disso, o Hysplit também permite que sejam calculadas análises de agrupamento, ou *cluster analysis*, das trajetórias do ar. Esta análise é uma técnica estatística multivariada que irá formar agrupamentos de trajetórias a fim de que cada grupo possua trajetórias com características semelhantes entre si e diferente dos demais grupos. Assim, as diferenças entre as trajetórias de um mesmo grupo são minimizadas, enquanto as diferenças entre os grupos são maximizadas (FLEMING; MONKS; MANNING, 2012).

A partir da multifuncionalidade oferecida pelo Hysplit, o modelo foi utilizado com sucesso por vários pesquisadores em áreas de estudo distintas por todo o mundo. Em Kolkata, na Índia, por exemplo, utilizou-se do modelo para calcular a dispersão de MP<sub>2,5</sub> e MP<sub>10</sub>, tendo sido observado que o comportamento destes poluentes foi fortemente influenciado por fatores ambientais e meteorológicos (BERA et al., 2022). Na Espanha, estudos voltados para o transporte aéreo de pólen proveniente de oliveiras estimaram a direção das massas de ar e identificaram as fontes de emissão do pólen (MONROY-COLÍN et al., 2020). Em escala regional na Ucrânia, foi realizada a simulação do transporte, da dispersão e da deposição do céσιο radioativo (<sup>137</sup>Cs) emitido através do acidente nuclear de Chernobyl (SKRYNYK et al., 2019). No Irã, por sua vez, foi realizado o cálculo da trajetória *backward* aliado à *cluster analysis* com o intuito de determinar a origem de tempestades de areia que atingem determinada região (IRAJI et al., 2021). Na Turquia, foi aplicada a *cluster analysis* de trajetórias *backward* para identificar a origem de altas concentrações de O<sub>3</sub>, sendo verificado que cerca de 80% dos casos eram advindos de áreas com alto índice de industrialização (KASPAROGLU; INCECIK; TOPCU, 2018). Em Deli, na Índia, de forma maior quantidade de trajetórias pudesse aumentar a confiabilidade do resultado, a *cluster analysis* de trajetórias *backward* também foi utilizada para identificar as principais fontes emissoras de curto e longo alcance do ozônio troposférico (DHAWAN et al., 2023). Já no estado do Ceará, no Brasil, o Hysplit foi utilizado para calcular trajetórias *forward* e *backward* com o intuito de identificar os locais de impacto dos poluentes emitidos pela Companhia Siderúrgica do Pecém, localizada no Complexo Industrial e Portuário do Pecém, e as origens de emissão dos contaminantes detectados pelas estações de monitoramento, respectivamente (COSTA; COSTA, 2021). Todos estes estudos demonstram, assim, a vasta aplicabilidade do modelo.

## REFERÊNCIAS

- ADEBIYI, F. M. Air quality and management in petroleum refining industry: A review. **Environmental Chemistry and Ecotoxicology**, v. 4, p. 89-96, 2022. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.enceco.2022.02.001>. Acesso em: 23 jun. 2022.
- ALONSO, C. D.; GODINHO, R. A evolução da qualidade do ar em Cubatão. **Química Nova**, v. 15, n. 2, p. 126-136, 1992. Disponível em: [https://quimicanova.sbq.org.br/detalhe\\_artigo.asp?id=1558](https://quimicanova.sbq.org.br/detalhe_artigo.asp?id=1558). Acesso em: 06 abr. 2022.
- ANDREÃO, W. L.; ALBUQUERQUE, T. T. A.; KUMAR, P. Excess deaths associated with fine particulate matter in Brazilian cities. **Atmospheric Environment**, v. 194, p. 71-81, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.09.034>. Acesso em: 23 jun. 2022.
- BASE, L. H.; OLIVEIRA, J. R. da C. e; MAIA, L. C. P.; ANTÃO, J. Y. F. de L.; FERREIRA FILHO, C.; FERREIRA, C. Efeito da poluição atmosférica na modulação autonômica da frequência cardíaca em indivíduos com excesso de peso. **Einstein**, v. 18, p. 1-8, 2020. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.31744/einstein\\_journal/2020AO5100](http://dx.doi.org/10.31744/einstein_journal/2020AO5100). Acesso em: 07 jun. 2023.
- BAUMBACH, M. de O.; BRUSCHE, N. Condições atmosféricas que favorecem a concentração de poluentes no Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 33, n. 2, p. 269-278, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/0102-7786332006>. Acesso em: 07 jun. 2023.
- BERA, B.; BHATTACHARJEE, S.; SENGUPTA, N.; SAHA, S. Variation and dispersal of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> during COVID-19 lockdown over Kolkata metropolitan city, India investigated through HYSPLIT model. **Geoscience Frontiers**, v. 13, n. 1, p. 101291-101302, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2021.101291>. Acesso em: 01 jun. 2022.
- BERGSTRA, A. D.; BRUNEKREEF, B.; BURDORF, A. The influence of industry-related air pollution on birth outcomes in an industrialized area. **Environmental Pollution**, v. 269, p. 115741-115747, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115741>. Acesso em: 13 jun. 2023.
- BERGSTRA, A. D.; BEEN, J. V.; BURDORF, A. The association of specific industry-related air pollution with occurrence of chronic diseases: A register-based study. **Environmental Research**, v. 209, p. 112872-112879, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112872>. Acesso em: 13 jun. 2023.
- BRAGA, A.; BÖHM, G. M.; PEREIRA, L. A. A.; SALDIVA, P. Poluição atmosférica e saúde humana. **Revista USP**, n.51, p. 58-71, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9036.v0i51p58-71>. Acesso em: 06 abr. 2022.
- BRASIL. Ministério do Interior. Portaria Minter 231; Estabelece padrões da qualidade do ar. Brasília, Distrito Federal: **Diário Oficial da União**, 27 de abril de 1976.

BRASIL. Câmara dos Deputados. Projeto de Lei nº 10.521; Institui a Política Nacional de Qualidade do Ar e cria o Sistema Nacional de Informações de Qualidade do Ar. Brasília, Distrito Federal: **Câmara dos Deputados**, 04 de julho de 2018.

BUDIYANTO, M. A.; HABIBIE, M. R.; SHINODA, T. Estimation of CO<sub>2</sub> emissions for ship activities at container port as an effort towards a green port index. **Energy Reports**, v. 8, p. 229-236, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.egy.2022.10.090>. Acesso em: 25 jun. 2023.

CÂMARA DOS DEPUTADOS. **PROJETO DE LEI**; PL 10.521/2018. Disponível em: <https://www.camara.leg.br/propostas-legislativas/2180923>. Acesso em: 22 jun. 2023.

CARVALHO, V. S. B.; FREITAS, E. D.; MARTINS, L. D.; MARTINS, J. A.; MAZZOLI, C. R.; ANDRADE, M. de F. Air quality status and trends over the Metropolitan Area of São Paulo, Brazil as a result of emission control policies. **Environmental Science & Policy**, v. 47, p. 68-79, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2014.11.001>. Acesso em: 14 jan. 2023.

CAUMO, S.; YEAR, A. B.; ALVES, C.; RIENDA, I. C.; KOVÁTS, N.; HUBAI, K.; VASCONCELLOS, P. de C. Assessing the chemical composition, potential toxicity and cancer risk of airborne fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) near a petrochemical industrial area. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 101, p. 104170-104180, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.etap.2023.104170>. Acesso em: 24 jun. 2023.

CHEN, S. P.; WANG, C. H.; LIN, W. D.; TONG, Y. H.; CHEN, Y. C.; CHIU, C. J.; CHIANG, H. C.; FAN, C. L.; WANG, J. L.; CHANG, J. S. Air quality impacted by local pollution sources and beyond – Using a prominent petro-industrial complex as a study case, **Environmental Pollution**, v. 236, p. 699-705, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.091>. Acesso em: 20 jun. 2023.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução Conama 005; Dispõe sobre o Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar – PRONAR. Brasília, Distrito Federal: **Diário Oficial da União**, 15 de junho de 1989.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução Conama 003; Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR. Brasília, Distrito Federal: **Diário Oficial da União**, 28 de junho de 1990.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução Conama 491; Dispõe sobre padrões de qualidade do ar. Brasília, Distrito Federal: **Diário Oficial da União**, 19 de novembro de 2018.

COSTA, Camilla. Mais de 3 décadas após “Vale da Morte”, Cubatão volta a lutar contra alta na poluição. **BBC News | Brasil**, 10 de mar. de 2017. Disponível em: <https://www.bbc.com/portuguese/brasil-39204054>. Acesso em: 05 abr. 2022.



COSTA, E. S. da; COSTA, A. A. Estudo do transporte de poluentes atmosféricos no Complexo Industrial e Portuário do Pecém (CIPP), Ceará. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 36, n. 3, p. 615-624, 2021. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/0102-77863630030>. Acesso em: 02 jun. 2022.

CPRH – AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. **Padrões e índices**; Padrões de qualidade do ar. Disponível em: <http://www2.cprh.pe.gov.br/monitoramento-ambiental/qualidade-do-ar-2/padroes-e-indices/>. Acesso em: 09 mai. 2022a.

CPRH – AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. **Qualidade do ar**; Dados de qualidade do ar. Disponível em: <http://www2.cprh.pe.gov.br/monitoramento-ambiental/qualidade-do-ar-2/dados-de-qualidade-do-ar/>. Acesso em: 29 mai. 2022b.

CPRH – AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. **Rede de monitoramento**. Disponível em: <http://www2.cprh.pe.gov.br/monitoramento-ambiental/qualidade-do-ar-2/rede-de-monitoramento/>. Acesso em: 21 jun. 2023.

DHAWAN, S.; GEORGE, M. P.; JAYACHANDRAN, K. S.; KHARE, M. Tropospheric ozone variability in Delhi during pre & post monsoon periods: Decoding influence of seasonal variation, diurnal variation, short-range and long-range transport. **Urban Climate**, v. 47, p. 101374-101389, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2022.101374>. Acesso em: 18 mai. 2023.

DOMINGO, J. L.; MARQUÈS, M.; NADAL, M.; SCHUHMACHER, M. Health risks for the population living near petrochemical industrial complexes. 1. Cancer risks: A review of the scientific literature. **Environmental Research**, v. 186, p. 109495-109503, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109495>. Acesso em: 24 jun. 2023.

DUARTE, R. L.; SANTOS, M. G. B. dos; FRANÇA, B. T. Influência da pandemia de COVID-19 na concentração de aerossóis observada sobre o território brasileiro. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 17, n. 2, p. 122-134, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.17271/1980082717220213053>. Acesso em: 27 jun. 2023.

EAST, J.; MONTEALEGRE, J. S.; PACHON, J. E.; GARCIA-MENENDEZ, F. Air quality modeling to inform pollution mitigation strategies in a Latin American megacity. **Science of the Total Environment**, v. 776, p. 145894-145903, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145894>. Acesso em: 12 dez. 2021.

EUZEBIO, C. S.; MEIRE, R. O.; RANGEL, G. da S.; AZEREDO, A.; GUIDA, Y.; GUIMARÃES, J. R. D.; MARQUES, R. C. Passive air sampler-derived concentrations and carcinogenic potential of PAHs in oil/gas production city (Macaé, Brazil). **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 57, n. 4, p. 594-605, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.5327/Z2176-94781431>. Acesso em: 08 jun. 2023.

FLEMING, Z. L.; MONKS, P. S.; MANNING, A. J. Review: Untangling the influence of air-mass history in interpreting observed atmospheric composition. **Atmospheric Research**, v. 104-405, p. 1-39, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2011.09.009>. Acesso em: 26 jun. 2023.

FRANCOVÁ, A.; CHRASTNÝ, V.; ŠILLEROVÁ, H.; VÍTKOVÁ, M.; KOCOURKOVÁ, J.; KOMÁREK, M. Evaluating the suitability of different environmental samples for tracing atmospheric pollution in industrial areas. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 287-297, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.062>. Acesso em: 06 dez. 2021.

FRANZIN, B. T.; GUIZELLINI, F. C.; BABOS, D. V. de; HOJO, O.; PASTRE, I. A.; MARCHI, M. R. R.; FERTONANI, F. L.; OLIVEIRA, C. M. R. R. Characterization of atmospheric aerosol (PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>) from a medium sized city in São Paulo state, Brazil. **Journal of Environmental Sciences**, v. 89, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.09.014>. Acesso em: 16 mai. 2023.

FRONDIZI, C. A. **Monitoramento da qualidade do ar: teoria e prática**. Rio de Janeiro: E-papers, 2008.

GONÇALVES, P. B.; NOGAROTTO, D. C.; CANTERAS, F. B.; POZZA, S. A. The relationship between the number of COVID-19 cases, meteorological variables, and particulate matter concentration in a medium-sized Brazilian city. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 57, n. 2, p. 167-178, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.5327/Z217694781300>. Acesso em: 08 jun. 2023.

GUO, R.; ZHANG, Q.; YU, X.; QI, Y.; ZHAO, B. A deep spatio-temporal learning network for continuous citywide air quality forecast based on dense monitoring data. **Journal of Cleaner Production**, v. 414, p. 137568-137578, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137568>. Acesso em: 20 jun. 2023.

IEMA – INSTITUTO DE ENERGIA E MEIO AMBIENTE. **Apenas dez estados brasileiros e Distrito Federal têm redes de monitoramento da qualidade do ar, segundo dados do IEMA**. Publicado em setembro de 2021. Disponível em: <https://energiaeambiente.org.br/apenas-dez-estados-brasileiros-e-distrito-federal-tem-redes-de-monitoramento-da-qualidade-do-ar-segundo-dados-do-iema-20210929>. Acesso em: 29 mai. 2022.

IEMA – INSTITUTO DE ENERGIA E MEIO AMBIENTE. **Plataforma da Qualidade do Ar do IEMA é fonte de dados brasileiros de base da OMS**. Publicado em abril de 2022. Disponível em: <http://energiaeambiente.org.br/plataforma-da-qualidade-do-ar-do-iema-e-fonte-de-dados-brasileiros-de-base-da-oms-20220405>. Acesso em: 29 mai. 2022.

IEMA – INSTITUTO DE ENERGIA E MEIO AMBIENTE. **Plataforma da Qualidade do Ar**. Disponível em: <https://energiaeambiente.org.br/qualidadedoar/>. Acesso em: 24 jun. 2023.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **About the IPCC**. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/about/>. Acesso em: 02 jul. 2023a.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate Change 2023: Synthesis Report**. Summary for Policymakers. A Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Genebra, Suíça, 2023b.

IRAJI, F.; MEMARIAN, M. H.; JOGHATAEI, M.; MALAMIRI, H. R. G. Determining the source of dust storms with use of coupling WRF and HYSPLIT models: A case study of Yazd province in central desert of Iran. **Dynamics of Atmospheres and Oceans**, v. 93, p. 101197-101210, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.dynatmoce.2020.101197>. Acesso em: 03 jun. 2022.

KASPAROGLU, S.; INCECIK, S.; TOPCU, S. Spatial and temporal variation of O<sub>3</sub>, NO and NO<sub>2</sub> concentrations at rural and urban sites in Marmara Region of Turkey. **Atmospheric Pollution Research**, v. 9, p. 1009-1020, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apr.2018.03.005>. Acesso em: 19 mai. 2023.

KHAN, S.; HASSAN, Q. Optimization of industrial operations to control air pollution using system dynamics. **Materials Today: Proceedings**, v. 69, p. 413-418, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.09.069>. Acesso em: 14 jun. 2023.

KHAROL, S. K.; FIOLETOV, V.; MCLINDEN, C. A.; SHEPHARD, M. W.; SIORIS, C. E.; LI, C.; KROTKOV, N. A. Ceramic industry at Morbi as a large source of SO<sub>2</sub> emissions in India. **Atmospheric Environment**, v. 223, p. 117243-117250, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117243>. Acesso em: 06 dez. 2021.

LI, Y.; ZHOU, S.; JIA, Z.; LIU, K.; WANG, G. Temporal and spatial distributions and sources of heavy metals in atmospheric deposition in western Taihu Lake, China. **Environmental Pollution**, v. 284, p. 117465-117472, 2021a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117465>. Acesso em: 07 dez. 2021.

LI, X.; HUSSAIN, S. A.; SOBRI, S.; SAID, M. S. M. Overviewing the air quality models on air pollution in Sichuan Basin, China. **Chemosphere**, v. 271, p. 129502-129515, 2021b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129502>. Acesso em: 12 dez. 2021.

LI, Y.; ORTIZ, G. G. R.; UYEN, P. T. M.; CONG, P. T.; OTHMAN, S. I.; ALLAM, A. A.; UNAR, A.; AFRIDI, H. I. Environmental impact of endocrine-disrupting chemicals and heavy metals in biological samples of petrochemical industry workers with perspective management. **Environmental Research**, v. 231, p. 115913-115923, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115913>. Acesso em: 24 jun. 2023.

LOH, A.; KIM, D.; HWANG, K.; AN, J. G.; CHOI, N.; HYUN, S.; YIM, U. H. Emissions from ships' activities in the anchorage zone: A potential source of sub-micron aerosols in port areas. **Journal of Hazardous Materials**, v. 457, p. 131775-131784, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131775>. Acesso em: 26 jun. 2023.

MARQUÈS, M.; DOMINGO, J. L.; NADAL, M.; SCHUHMACHER, M. Health risks for the population living near petrochemical industrial complexes. 2. Adverse health outcomes other than cancer. **Science of the Total Environment**, v. 730, p. 139122-139130, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139122>. Acesso em: 24 jun. 2023.

MARTINS, E. M.; FORTES, J. D. N.; LESSA, R. de A. Modelagem de dispersão de poluentes atmosféricos: avaliação de modelos de dispersão de poluentes emitidos por veículos. **Revista Internacional de Ciências**, v. 5, n. 1, p. 2-19, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.12957/ric.2015.14498>. Acesso em: 12 dez. 2021.

MENDES, F. E. **Avaliação de programas de controle de poluição atmosférica por veículos leves no Brasil**. 2004. Tese (Doutorado em Ciências em Planejamento Energético) – Programa de Pós-Graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Agenda 21 Global**. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/agenda-21/agenda-21-global.html>. Acesso em: 06 abr. 2022.

MONROY-COLÍN, A.; MAYA-MANZANO, J. M.; TORMO-MOLINA, R.; PECERO-CASIMIRO, R.; GONZALO-GARIJO, M. Á.; FERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ, S. HYSPLIT as an environmental impact assessment tool to study the data discrepancies between *Olea europaea* airborne pollen records and its phenology in SW Spain. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 53, p. 126715-126726, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126715>. Acesso em: 02 jun. 2022.

MORAES, S. L. de; ALMENDRA, R.; SANTANA, P.; GALVANI, E. Variáveis meteorológicas e poluição do ar e sua associação com internações respiratórias em crianças: estudo de caso em São Paulo, Brasil. **Caderno de Saúde Pública**, v. 35, n. 7, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0102-311X00101418>. Acesso em: 07 jun. 2023.

OKŞAŞ, O. Carbon emission strategies for container handling equipment using the activity-based method: A case study of Ambarli container port in Türkiye. **Marine Policy**, v. 149, p. 105480-105490, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2023.105480>. Acesso em: 25 jun. 2023.

OMS – ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **WHO air quality guidelines global update 2005**; Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. World Health Organization, Regional Office for Europe, 2005. Disponível em: <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/107823/9789289021920-eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 20 mai. 2022.

OMS – ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **WHO global air quality guidelines**; Particulate matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. World Health Organization, 2021. Disponível em: <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/345329/9789240034228-eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 20 mai. 2022.

ONU – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Capítulo 9**; Proteção da Atmosfera. Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, 1992.

PERNAMBUCO. Lei 15.725; Estabelece normas e diretrizes para a qualidade do ar, no âmbito do Estado de Pernambuco, e dá outras providências. Recife: **Diário Oficial do Estado de Pernambuco**, 10 de março de 2016.

PINHEIRO, J. M.; VENTURI, L. A. B.; GALVANI, E. Poluição atmosférica: estudo de caso do Município de São Luís do Maranhão. **Sociedade & Natureza**, v. 32, p. 808-819, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.14393/SN-v32-2020-56162>. Acesso em: 08 jun. 2023.

PINTHONG, N.; THEPANONDH, S.; KULTAN, V.; KEAWBOONCHU, J. Characteristics and impact of VOCs on ozone formation potential in petrochemical industrial area, Thailand. **Atmosphere**, v. 13, p. 732-744, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/atmos13050732>. Acesso em: 24 jun. 2023.

PIRES, F. “Vale da Morte” foi o símbolo de Cubatão. **Valor Econômico**, 15 mar. 2012. Disponível em: <https://valor.globo.com/brasil/noticia/2012/03/15/vale-da-morte-foi-o-simbolo-de-cubatao.ghtml>. Acesso em: 05 abr. 2022.

PONTING, C. **Uma história verde do mundo**. Rio de Janeiro: Civilização Brasileira, 1995.

RIBEIRO, A. N.; PAVANI, B. F.; RIBEIRO, A. C. G.; SOSA, P. R. B.; SINISGALLI, P. A. de A.; SOUSA JÚNIOR, W. C. de. Valuation of the air quality regulation ecosystem service: impacts from a Brazilian Northeast industrial complex. **Ambiente & Sociedade**, v. 25, 2022. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422asoc2021150r1vu2022L4OA>. Acesso em: 09 jun. 2023.

RODRIGUES, P. C. de O.; IGNOTTI, E.; HACON, S. de S. Fatores socioeconômicos aumentam os efeitos nocivos da poluição atmosférica e da temperatura na mortalidade. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 22, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1980-549720190011>. Acesso em: 07 jun. 2023.

SANTOS, F. S. dos; PINTO, J. A.; MACIEL, F. M.; HORTA, F. S.; ALBUQUERQUE, T. T. de A.; ANDRADE, M. de F. Avaliação da influência das condições meteorológicas na concentração de material particulado fino (MP<sub>2,5</sub>) em Belo Horizonte, MG. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, n. 2, p. 371-381, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019174045>. Acesso em: 08 jun. 2023.

SANTOS, U. de P.; ARBEX, M. A.; BRAGA, A. L. F.; MIZUTANI, R. F.; CANÇADO, J. E. D.; TERRA-FILHO, M.; CHATKIN, J. M. Poluição do ar ambiental: efeitos respiratórios. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, v. 47, n. 1, 2021. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.36416/1806-3756/e20200267>. Acesso em: 07 jun. 2023.

SEIBERT, O. G.; PINTO, W. de P.; MONTE, E. Z. Índice de poluição atmosférica: uma proposta baseada em dados secundários para avaliação da qualidade do ar. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 27, n. 6, p. 1209-1219, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-415220210321>. Acesso em: 08 jun. 2023.

SKRYNYK, O.; VOLOSHCHUK, V.; BUDAK, I.; BUBIN, S. Regional HYSPLIT simulation of atmospheric transport and deposition of the Chernobyl <sup>137</sup>Cs releases. **Atmospheric Pollution**

**Research**, v. 10, p. 1953-1963, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apr.2019.09.001>. Acesso em: 23 jun. 2022.

SPEKTOR, D. M.; HOFMEISTER, V. A.; ARTAXO, P.; BRAGUE, J. A. P.; ECHELAR, F.; NOGUEIRA, D. P.; HAYES, C.; THURSTON, G. D.; LIPPMANN, M. Effects of heavy industrial pollution on respiratory function in the children of Cubatao, Brazil: A preliminary report. **Environmental Health Perspectives**, v. 94, p. 51-54, 1991. Disponível em: <https://doi.org/10.1289/ehp.94-1567962>. Acesso em: 07 abr. 2022.

STEIN, A. F.; DRAXLER, R. R.; ROLPH, G. D.; STUNDER, B. J. B.; COHEN, M. D.; NGAN, F. NOAA's HYSPLIT atmospheric transport and dispersion modeling system. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 96, n. 12, p. 2059-2077, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-14-00110.1>. Acesso em: 23 jun. 2022.

SUN, Y.; KAN, Z.; ZHANG, Z. F.; SONG, L.; JIANG, C.; WANG, J.; MA, W. L.; LI, Y. F.; WANG, L.; LIU, L. Y. Association of occupational exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons in workers with hypertension from a northeastern Chinese petrochemical industrial area. **Environmental Pollution**, v. 323, p. 121266-121274, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121266>. Acesso em: 24 jun. 2023.

TULARAM, H.; RAMSAY, L. F.; MUTTOO, S.; BRUNEKREEF, B.; MELIEFSTE, K.; HOOGH, K. de; NAIDOO, R. N. A hybrid air pollution/land use regression model for predicting air pollution concentrations in Durban, South Africa. **Environmental Pollution**, v. 274, p. 116513-116519, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116513>. Acesso em: 12 dez. 2021.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Burden of disease from the joint effects of household and ambient air pollution for 2016**. Geneva: World Health Organization, v. 2, 2018a.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Burden of disease from ambient air pollution for 2016**. Geneva: World Health Organization, v. 2, 2018b.

XIE, H.; GAO, W.; ZHAO, W.; HAN, Y.; GAO, Y.; LIU, B.; HAN, Y. Source profile study of VOCs unorganized emissions from typical aromatic devices in petrochemical industry. **Science of the Total Environment**, v. 889, p. 164098-1641107, 2023. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164098>. Acesso em: 24 jun. 2023.

YADAV, M.; SINGH, N. K.; SAHU, S. P.; PADHIYAR, H. Investigations on air quality of a critically polluted industrial city using multivariate statistical methods: Way forward for future sustainability. **Chemosphere**, v. 291, p. 133024-133033, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133024>. Acesso em: 20 jun. 2023.

YANG, H.; TAO, W.; LIU, Y.; QIU, M.; LIU, J.; JIANG, K.; YI, K.; XIAO, Y.; TAO, S. The contribution of the Beijing, Tianjin and Hebei region's iron and steel industry to local air pollution in winter. **Environmental Pollution**, v. 245, p. 1095-1106, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.088>. Acesso em: 26 mai. 2022.

YUAN, Y.; ZHANG, Y.; MAO, J.; YU, G.; XU, K.; ZHAO, J.; QIAN, H.; WU, L.; YANG, X.; CHEN, Y.; MA, W. Diverse changes in shipping emissions around the Western Pacific ports under the effect of the epidemic and fuel oil policy. **Science of the Total Environment**, v. 879, p. 162892-162900, 2023. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162892>. Acesso: 26 jun. 2023.

ZHANG, S.; REN, H.; ZHOU, W.; YU, Y.; CHEN, C. Assessing air pollution abatement co-benefits of energy efficiency improvement in cement industry: A city level analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 185, p. 761-771, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.293>. Acesso em: 28 mai. 2022.

ZHAO, N.; SMARGIASSI, A.; CHEN, H.; WIDDIFIELD, J.; BERNATSKY, S. Systemic autoimmune rheumatic diseases and multiple industrial air pollutant emissions: A large general population Canadian cohort analysis. **Environment International**, v. 174, p. 107920-107926, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107920>. Acesso em: 15 jun. 2023.

ZHOU, C.; HUANG, H.; LIU, Z.; DING, Y.; XIAO, J.; SHU, Y. Identification and analysis of ship carbon emission hotspots based on data field theory: A case study in Wuhan Port. **Ocean and Coastal Management**, v. 235, p. 106479-106488, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2023.106479>. Acesso em: 25 jun. 2023.

## CAPÍTULO 1

### ANÁLISE DA QUALIDADE DO AR NA REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE, PERNAMBUCO

#### ANALYSIS OF AIR QUALITY IN THE METROPOLITAN REGION OF RECIFE, PERNAMBUCO

#### RESUMO

A poluição atmosférica é uma problemática mundial que resulta na degradação dos recursos naturais, modificação dos ciclos ambientais e precarização da saúde e do bem-estar da população. No entanto, o monitoramento da qualidade do ar no Brasil, principalmente nas regiões Norte e Nordeste, ainda é precário, dificultando o enfrentamento do problema e evidenciando a necessidade de estudos na área. Dessa forma, este estudo teve como objetivo analisar a qualidade do ar de parte da Região Metropolitana do Recife, em Pernambuco, através de cinco estações de monitoramento no período de 2017 a 2021. Para isso, utilizou-se de critérios de representatividade de órgãos ambientais, legislação federal e variáveis meteorológicas. A partir disso, foi observado que apenas 557.921 (50,92%) das concentrações horárias nos cinco anos de estudo estavam disponíveis para consulta e destas, 507.383 puderam ser consideradas representativas. O comportamento dos poluentes ao longo dos dias da semana variou, com maior taxa de variabilidade registrada pelo NO<sub>2</sub> (46,33%) na Estação CPRH e menor pelo O<sub>3</sub> (1,66%) na Estação Gaibu. Apesar da maioria das concentrações apresentarem valores abaixo dos estabelecidos em legislação, houve 221 dias nos quais os critérios de emissão não foram atendidos, resultando em qualidade do ar moderada (98,19%), ruim (0,45%), muito ruim (0,91%) e péssima (0,45%). Ao analisar o regime dos ventos, observou-se que esses casos podem estar associados às movimentações portuárias, industriais, comerciais e de lazer. Assim, a qualidade do ar irá variar de acordo com as atividades desenvolvidas em cada local, evidenciando a necessidade de monitoramento e fiscalização.

**Palavras-chave:** Poluição atmosférica; Estação de monitoramento; Índice da qualidade do ar.

#### ABSTRACT

Air pollution is a worldwide problem that results in the degradation of natural resources, modification of environmental cycles and precarious health and well-being of the population. However, air quality monitoring in Brazil, especially in the North and Northeast regions, is still precarious, making it difficult to face the problem and highlighting the need for studies in the area. Thus, this study aimed to analyze the air quality of part of the Metropolitan Region of Recife, in Pernambuco, through five monitoring stations in the period from 2017 to 2021. For this, criteria of representativeness of environmental agencies, federal legislation and meteorological variables were used. Therefore, it was observed that only 557,921 (50.92%) of hourly concentrations in the five years of study were available for consultation and of these, 507,383 could be considered representative. The trajectory of the pollutants through the days of the week varied, with highest variability rate recorded for NO<sub>2</sub> (46.33%) at CPRH Station and lowest for O<sub>3</sub> (1.66%) at Gaibu Station. Despite most of concentrations presenting values below those established by law, there were 221 days in which emission criteria weren't met, resulting in moderate (98.19%), bad (0.45%), very bad (0.91%) and terrible (0.45%) air quality. Analyzing the wind regime, it was observed that these cases may be associated to port, industrial, commercial and leisure activities. Thus, air quality will vary according to activities carried out in each location, highlighting the need for monitoring and inspection.



**Keywords:** Air pollution; Monitoring station; Air quality index.

## 1. INTRODUÇÃO

As principais fontes de poluição ambiental são decorrentes de atividades antrópicas e, no caso da poluição atmosférica, as mais comuns em grandes cidades são emissões veiculares e processos industriais (Seibert et al., 2022). A exposição a esses contaminantes pode acontecer de formas diferentes para grupos socioeconômicos e de idades distintos (Requia et al., 2021) e a desigualdade na qualidade ambiental entre as populações impacta negativamente na equidade entre saúde e meio ambiente, sendo fator determinante (Requia et al., 2022).

A grande aglomeração de indústrias pode fazer com que os recursos naturais sejam consumidos mais rápido e, conseqüentemente, que o meio ambiente sofra alto grau de deterioração, se medidas de melhoramento não forem tomadas. Além disso, o comportamento dos poluentes varia de acordo com a circulação atmosférica e regime de ventos, possibilitando que a qualidade do ar seja agravada pela poluição anterior do local (Hao et al., 2022).

A indústria petroquímica, por exemplo, possui diversos riscos associados e, por isso, padrões de controle mais elevados costumam ser exigidos. Devido aos diferentes processos realizados por este tipo de empreendimento, poluentes como material particulado ( $MP_{10}$  e  $MP_{2,5}$ ), óxido de enxofre ( $SO_x$ ), óxido de nitrogênio ( $NO_x$ ), monóxido e dióxido de carbono ( $CO$  e  $CO_2$ ) e composto orgânico volátil (COV) podem ser emitidos (Lin et al., 2021). O  $NO_x$  e o COV são dois contaminantes muito importantes emitidos por este tipo de indústria, pois, além dos próprios malefícios atrelados à sua composição, são peças-chave na reação fotoquímica responsável pela formação do poluente secundário ozônio ( $O_3$ ). Outro ponto fundamental é a composição dos COVs, que podem contribuir para uma formação mais intensa ou mais amena do  $O_3$  (Guo et al., 2022a; Mu et al., 2023). Além destes, outro poluente bastante significativo dessa atividade é o  $SO_2$ . No entanto, é importante salientar que, apesar da indústria petroquímica possuir a capacidade para ser uma grande fonte de contaminação atmosférica, outras fontes emissoras próximas também podem desempenhar papel significativo nessa problemática (Chen et al., 2018).

Estimativas de emissões portuárias com base nas atividades realizadas indicam que a manobra de navios enquanto se aproximam para carga ou descarga ou a atracação enquanto aguardam devido ao alto volume de tráfego de embarcações podem gerar quantidades expressivas de  $MP_{10}$ . Além disso, a necessidade de contínua geração de energia durante o longo período de carga e descarga faz com que os contaminantes se acumulem no mesmo local por muitas horas, ocasionando em impactos na qualidade do ar (Kwon, 2022).

Em Pernambuco o transporte de produtos que chegam ou saem dos portos é realizado por caminhões através de malha rodoviária. Os principais caminhões utilizados são os veículos pesados que utilizam diesel como combustível e que estão entre os maiores contribuintes de poluição atmosférica na atividade portuária (Park, 2022). Estes veículos são responsáveis pela liberação de grande quantidade de  $MP_{2,5}$ ,  $CO_2$ ,  $NO_x$  (Zhang et al., 2021) e  $SO_2$ , característico de veículos a diesel (Oliveira et al., 2019). Além das operações citadas, os próprios navios também são fontes geradoras de poluentes. E, junto com o MP e o  $NO_x$ , são emissores de quantidades significativas de  $SO_2$  (Toscano et al., 2021; Zhou et al., 2022).

Outra fonte que pode contribuir para a degradação do meio são as emissões provenientes do sal marinho, que pode lançar elementos que contribuem para a formação do  $O_3$  (Dai et al., 2020). No entanto, para que haja a piora da qualidade do ar através destes elementos, é necessário que haja altas concentrações de  $O_3$  e  $NO_2$  no local, além de condições favoráveis de vento (Fan e Li, 2023).

No Complexo Industrial Portuário Governador Eraldo Gueiros, ou Complexo Industrial Portuário de Suape (CIPS), em Pernambuco, algumas indústrias fazem uso do gás natural como combustível, como é o caso da indústria termoelétrica e da indústria química responsável pela produção de polímeros termoplásticos de polietileno. Enquanto outras, como indústrias alimentícias de produção de margarina e de refino de óleo vegetal utilizam o gás liquefeito de petróleo (GLP) como fonte de combustão. As taxas de emissão de MP,  $SO_2$ ,  $NO_x$  e CO para estas fontes pontuais específicas é baixa, o que pode estar relacionado à eficiência do processo de combustão dos combustíveis utilizados. Além disso, estima-se que as concentrações decaem à medida que se afastam da fonte emissora como consequência da ação dos ventos (Nunes, 2017).

O Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente destaca que a poluição atmosférica é responsável por cerca de 7 milhões de mortes e que 90% da população mundial respira ar com níveis de poluentes que excedem os limites recomendados pela Organização Mundial de Saúde (OMS) (ONU, 2021). As consequências do contato com poluentes atmosféricos podem ser sentidas a curto, médio e longo prazo, e a relação da mesma com taxas de incidências de hospitalização e mortalidade está cada dia mais evidente. Estudos apontam que a exposição aos poluentes atmosféricos pode aumentar a incidência de doenças respiratórias em crianças (Liao et al., 2020), e esses contaminantes podem contribuir para a propagação de partículas virais e o aumento no índice de mortalidade (Ho et al., 2021; Maleki et al., 2021).

Outro ponto bastante discutido ao longo das décadas é a influência da poluição do ar nas mudanças climáticas e desequilíbrio ambiental. O alto índice de emissão de poluentes impacta diretamente no efeito estufa, que altera o equilíbrio natural dos ciclos terrestres e influencia no comportamento meteorológico. A alteração dos padrões climáticos, por sua vez, como o aumento da

temperatura, eventos de precipitação e mudança na velocidade do vento, podem interferir nos níveis de concentração de contaminantes no meio (Coelho et al., 2021), fechando o ciclo de impactos.

As diferenças nas condições meteorológicas e atividades desenvolvidas entre as regiões brasileiras afetam a qualidade do ar resultando em diferentes alterações (Coker et al., 2022; Rocha e Sant'Anna, 2022; Will et al., 2022; Requia et al., 2023). Além disso, aspectos geográficos e topográficos também podem ser determinantes, onde áreas costeiras e mais abertas podem ser favorecidas pela dispersão de poluentes (Hu et al., 2021), enquanto locais com barreiras físicas dificultam essa dispersão e estão mais suscetíveis a episódios de poluição mais intensos (Guo et al., 2022b).

Devido ao Brasil ser um país de dimensões continentais e, conseqüentemente, possuir diversos tipos de biomas e características geográficas, as diferenças na qualidade do ar são mais explícitas. A criação de políticas públicas de controle e monitoramento específicas para cada localidade pode auxiliar na prevenção e mitigação dos impactos, de forma que cada realidade seja atendida de maneira adequada (Castelhana et al., 2022).

A criação de políticas e ações aliada ao investimento financeiro para o melhoramento da qualidade do ar resultam em ganhos bastante significativos (Han et al., 2022). Assim, é imprescindível que o monitoramento da qualidade do ar seja realizado, de forma que as concentrações dos contaminantes sejam acompanhadas, auxiliando na tomada de decisão. Para isso, é indispensável que as agências ambientais responsáveis divulguem as informações de maneira correta e atualizada, permitindo que haja suporte ao poder público e que a população também seja capaz de se proteger (Vormittag et al., 2021).

No Brasil, tanto as legislações quanto o monitoramento da qualidade do ar ainda são precários (Andreão et al., 2018), onde apenas 1,7% dos municípios possui estações (Requia et al., 2021) e cuja frequência é falha (Requia et al., 2022). Este cenário ocorre principalmente nas regiões Norte e Nordeste, visto que na Região Norte nenhum estado possui estação de monitoramento e na Nordeste, apenas três possuem (IEMA, 2023), mesmo que os efeitos adversos dessa problemática sejam explícitos há séculos.

Em todo o país, apenas dez estados e o Distrito Federal têm estações de monitoramento da qualidade do ar, incluindo Pernambuco. Alguns desses estados disponibilizam os dados em tempo real, enquanto outros apenas em relatórios anuais (IEMA, 2021). Em Pernambuco, o acompanhamento é realizado pela CPRH em tempo real e, de maneira geral, são monitoradas emissões de MP<sub>2,5</sub>, MP<sub>10</sub>, SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, CO, sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S), amônia (NH<sub>3</sub>), hidrocarbonetos não metânicos (NCH<sub>4</sub>), metano (CH<sub>4</sub>), hidrocarbonetos totais (HCT), NO e NO<sub>2</sub> (CPRH, 2023).

A escassez de estações de monitoramento, assim como de dados das poucas estações existentes, dificulta a gestão e a fiscalização, fazendo com que o enfrentamento do problema não

ocorra de maneira eficiente. Esta questão evidencia a necessidade de que estudos sejam realizados para que possam contribuir no monitoramento, auxiliando no processo de tomada de decisão de medidas preventivas e corretivas, promovendo a melhoria ambiental e da qualidade de vida.

Assim, este trabalho teve como objetivo analisar a qualidade do ar através do estudo de cinco estações de monitoramento localizadas na Região Metropolitana do Recife (RMR), em Pernambuco, no período de 2017 a 2021. Para isso, foram analisadas a representatividade dos dados disponíveis, a frequência dos valores de concentração, o comportamento dos poluentes ao longo dos dias da semana, os índices de qualidade do ar, os casos de ultrapassagem dos limites estabelecidos em legislação e a relação desses com os aspectos meteorológicos.

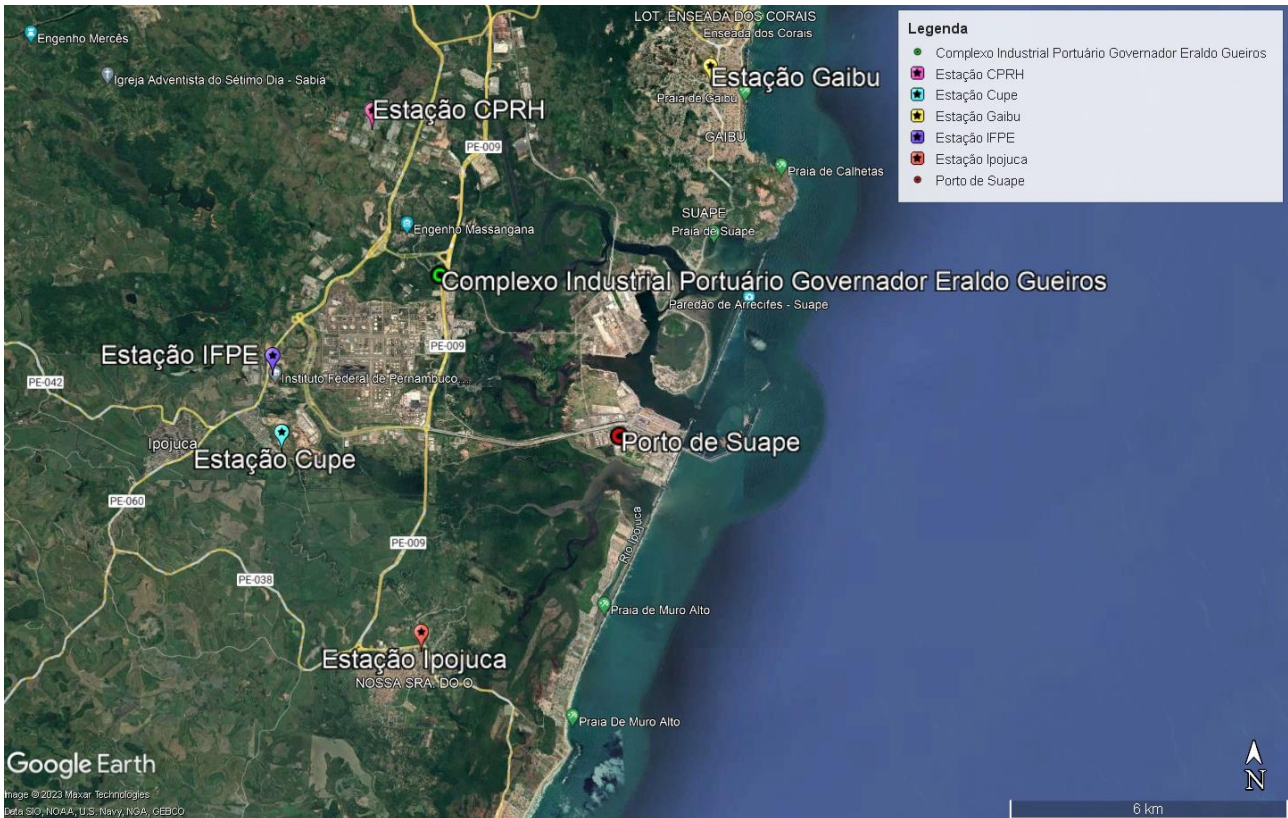
## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 Área de Estudo**

Foram analisados os dados de cinco estações automáticas de monitoramento da qualidade do ar (Figura 1), cujas localizações se dividem entre os municípios de Ipojuca e Cabo de Santo Agostinho, que possuem clima tropical úmido ou subúmido (Am) e tropical quente e úmido (As), respectivamente, segundo a classificação de Köppen (Alvares et al., 2013), são costeiras e pertencem à RMR, no estado de Pernambuco.

Próximo à rede de monitoramento está localizado o Complexo Industrial Portuário Governador Eraldo Gueiros, mais conhecido como Complexo Industrial Portuário de Suape (CIPS), rodovias estaduais e federais, áreas urbanas residenciais, área de mangue, praias turísticas e áreas de proteção ambiental. O CIPS abriga o Porto de Suape e diversas indústrias em variadas frentes de atuação. Entre os principais empreendimentos nele instalados, estão a Refinaria Abreu e Lima, que mantém a rede financeiramente, indústrias farmacêuticas, químicas, de alimentos, de geração de energia, de logística e de grânéis líquidos e gasosos.

Atualmente, o estado conta com cinco estações ativas (CPRH, Cupe, IFPE, Ipojuca e Suape) e uma desativada (Gaibu). A rede é mantida pela Petrobrás como parte da exigência do licenciamento ambiental para funcionamento da Refinaria Abreu e Lima e os dados são acompanhados de forma *on-line* e em tempo real pela CPRH para que os padrões estabelecidos em legislação possam ser atendidos. Embora nem todas as informações estejam disponíveis para consulta pública, são monitoradas emissões de MP<sub>2,5</sub>, MP<sub>10</sub>, SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, CO, H<sub>2</sub>S, NH<sub>3</sub>, NCH<sub>4</sub>, CH<sub>4</sub>, HCT, NO e NO<sub>2</sub> (CPRH, 2023).



**Figura 1 – Localização das Estações de Monitoramento da Qualidade do Ar**

Fonte: Adaptada do Google Earth (2023)

Com exceção da Estação Suape, que foi ativada em 2022 e, portanto, não possui dados disponíveis suficientes no momento da pesquisa, todas as estações foram analisadas, inclusive a Gaibu. Cada estação apresenta valores de médias horárias da concentração para cinco poluentes, sendo eles: CO, MP<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> e SO<sub>2</sub>. A pesquisa compreendeu os anos de 2017, primeiros dados disponíveis, até 2021, últimos dados divulgados. A Estação Gaibu foi desativada em 2020, quando a Estação Cupe teve as atividades iniciadas. Por isso, o período de análise de ambas difere das demais (Quadro 1).

**Quadro 1 – Localização e período de análise das estações de monitoramento tratadas**

Estação	Situação	Município	Localização geográfica	Período de análise
CPRH	Ativa	Cabo de Santo Agostinho	8° 20' 15,47" S 35° 1' 19,82" O	2017 - 2021
Cupe	Ativa	Ipojuca	8° 23' 58,56" S 35° 2' 23,29" O	2020 - 2021
Gaibu	Desativada	Cabo de Santo Agostinho	8° 19' 44,37" S 34° 57' 22,66" O	2017 - 2020
IFPE	Ativa	Ipojuca	8° 23' 5,45" S 35° 2' 29,61" O	2017 - 2021
Ipojuca	Ativa	Ipojuca	8° 26' 17,20" S 35° 0' 45,43" O	2017 - 2021

Fonte: CPRH (2023)

## 2.2 Fonte e Tratamento de Dados

As informações dos poluentes analisados são disponibilizadas pela CPRH para a Plataforma da Qualidade do Ar do IEMA (2023). As concentrações do CO são apresentadas em ppm (partícula por milhão) e as dos demais poluentes em  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . O banco de dados divulgado oferece informações de agosto de 2017 a dezembro de 2021, porém há diversas falhas na apresentação destas devido à falta de informações para inúmeras horas, dias e meses. Desta forma, para garantir a qualidade dos dados, foram desconsideradas as concentrações que apresentaram valores negativos ou iguais a zero e foi usado o critério de representatividade (Quadro 2) da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2022).

**Quadro 2 – Critérios de representatividade**

Média anual	1/2 das médias diárias válidas para os quadrimestres janeiro-abril, maio-agosto e setembro-dezembro
Média mensal	2/3 das médias diárias válidas no mês
Média diária	2/3 das médias horárias válidas no dia

Fonte: Cetesb (2022)

A partir das análises realizadas, foi possível observar a grande lacuna de informações existentes. Para o período estudado, apenas 557.921 (50,92%) das concentrações horárias brutas estão disponíveis e, após aplicar a limpeza de dados e o critério de representatividade, houve uma redução de 9,06% na quantidade de informações (Tabela 1).

**Tabela 1 – Quantidade de concentrações horárias brutas e representativas disponíveis**

Ano	Concentrações brutas	Concentrações representativas
2017	68.960	64.466
2018	128.295	119.987
2019	114.016	103.838
2020	94.963	79.322
2021	151.687	139.770
<b>Total</b>	<b>557.921</b>	<b>507.383</b>

Fonte: Os Autores (2023)

A análise de representatividade mensal também apresentou resultado bastante falho. O pior caso ocorreu para o  $\text{NO}_2$  na Estação IFPE no ano de 2020, onde apenas dois meses foram considerados relevantes. Não houve nenhum caso em que todos os meses pudessem ser considerados representativos, e os melhores cenários ocorreram no ano de 2021, onde todas as Estações apresentaram entre dois e cinco poluentes com 11 meses relevantes.

Já para a análise anual dos cinco poluentes (Quadro 3), a maioria das estações só atenderam ao critério da Cetesb em 2021. Para cinco destes casos, 2018 também pôde ser considerado representativo.

**Quadro 3 – Representatividade anual dos poluentes por Estação**

	CO	MP <sub>10</sub>	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	SO <sub>2</sub>
CPRH	2021	---	2021	2021	2021
Cupe	2021	2021	2021	2021	2021
Gaibu	---	---	---	---	2019
IFPE	2021	2018	2018 e 2021	2018 e 2021	2018 e 2021
Ipojuca	2021	2021	2021	2018 e 2021	2018 e 2021

Fonte: Os Autores (2023)

A partir das representatividades observadas, foram averiguadas, para cada poluente de cada estação e a cada ano, o índice de qualidade do ar e se as concentrações ultrapassaram os valores estabelecidos na legislação para cada um dos dias. A normativa seguida (Tabela 2) foi a Resolução nº 491 (Conama, 2018), que é utilizada como base pela CPRH para monitorar e fiscalizar as emissões em Pernambuco, e o padrão utilizado foi o final (PF), visto que, embora o PI-1 tenha entrado em vigor no momento de publicação da referida Resolução, o Conama não estabeleceu prazo para cumprimento de nenhum dos padrões intermediários (PI). Para o CO e o O<sub>3</sub>, calcula-se a média móvel a cada 08 horas e o máximo valor obtido no dia será analisado conforme o PF. Para o MP<sub>10</sub> e o SO<sub>2</sub>, a média diária será levada em consideração. E para o NO<sub>2</sub>, a média horária.

**Tabela 2 – Padrões nacionais de qualidade do ar**

Poluente	Período de referência	PI-1	PI-2	PI-3	PF
CO (ppm)	8 horas	---	---	---	9
MP <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	24 horas	120	100	75	50
NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	1 hora	260	240	220	200
O <sub>3</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	8 horas	140	130	120	100
SO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	24 horas	125	50	30	20

Fonte: Adaptado do Conama (2018)

Já o Índice de Qualidade do Ar (IQAr) possui cinco categorias, variando entre boa, moderada, ruim, muito ruim e péssima (Tabela 3). As concentrações que ultrapassaram os valores legais foram comparadas com fatores meteorológicos para analisar a relação entre os mesmos.

Foi observado também como as concentrações médias se comportam ao longo dos dias da semana. Devido às concentrações brutas do CO serem, na maior parte, inferiores a 01 ppm, e a do SO<sub>2</sub> inferiores a 10 µg/m<sup>3</sup>, as curvas destes poluentes para esse gráfico não foram representativas em comparação aos outros contaminantes. Por isso, a grande variabilidade entre as concentrações brutas

tornou necessário que as do CO fossem multiplicadas por 100 e as do SO<sub>2</sub> por 10, de forma que as curvas pudessem ser melhor observadas.

**Tabela 3 – Padrão Final de emissão e Índice de Qualidade do Ar do CO, MP<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> e SO<sub>2</sub>**

Qualidade	Índice	Concentrações médias				
		MP <sub>10</sub> (em 24h)	O <sub>3</sub> (em 8h)	CO (em 8h)	NO <sub>2</sub> (em 1h)	SO <sub>2</sub> (em 24h)
Boa	0 - 40	0 - 50	0 - 100	0 - 9	0 - 200	0 - 20
Moderada	41 - 80	> 50 - 100	> 100 - 130	> 9 - 11	> 200 - 240	> 20 - 40
Ruim	81 - 120	> 100 - 150	> 130 - 160	> 11 - 13	> 240 - 320	> 40 - 365
Muito Ruim	121 - 200	> 150 - 250	> 160 - 200	> 13 - 15	> 320 - 1130	> 365 - 800
Péssima	> 200	> 250	> 200	> 15	> 1130	> 800

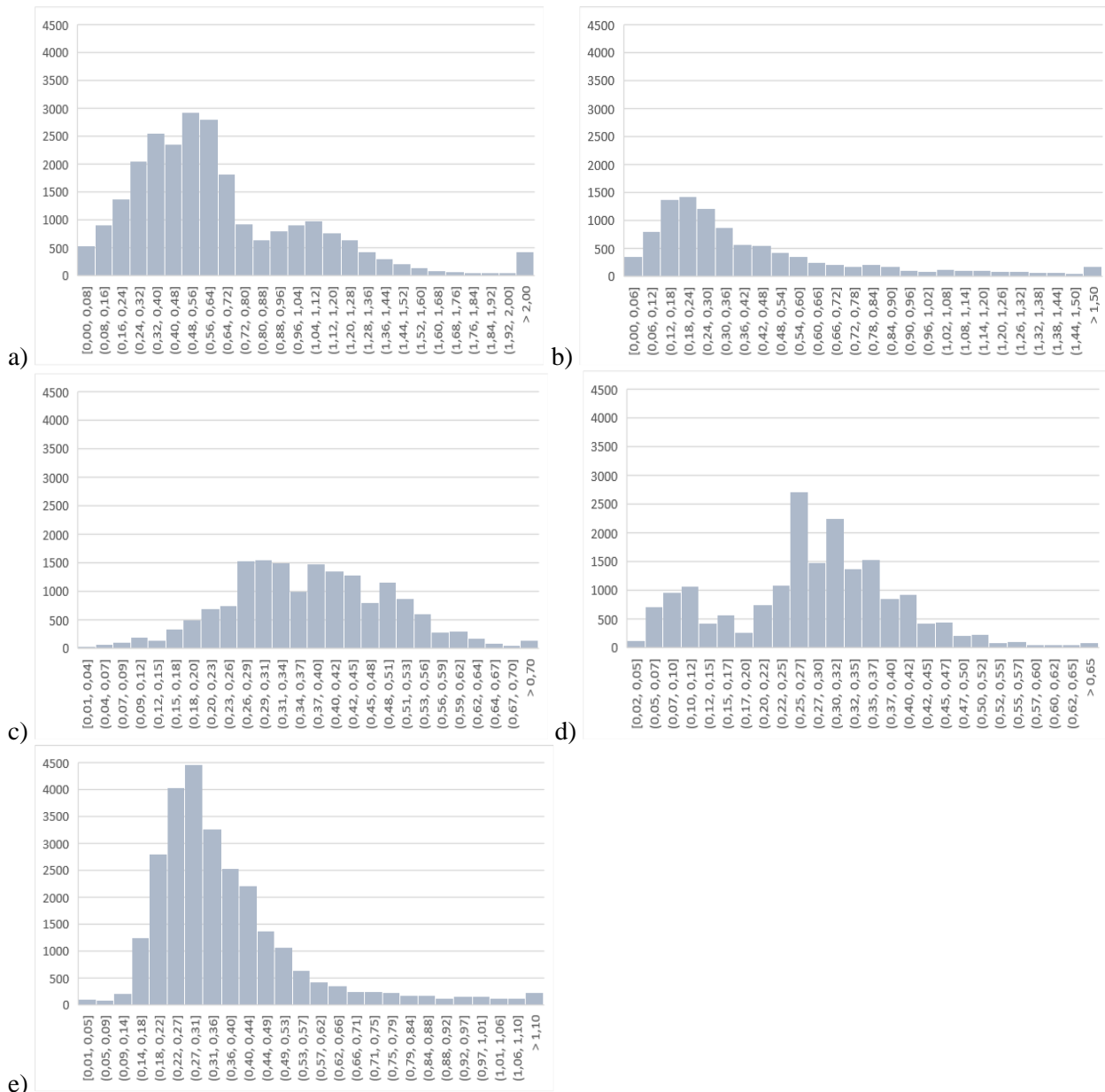
Fonte: Conama (2018)

As informações meteorológicas foram obtidas a partir de dados de Reanálise ERA5-Land do *European Centre for Medium-Range Weather Forecasts* (ECMWF) obtido pela plataforma COPERNICUS e extraído dados do ponto de latitude -8,38 e longitude -35,02. Foram extraídos dados de temperatura, temperatura do ponto de orvalho, umidade relativa do ar, pressão ao nível do mar, direção e velocidade do vento. Maiores informações sobre os dados podem ser obtidas em documentação do ECMWF (2022).

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foi possível observar que a maior parte das concentrações do CO (Figura 2 a-e) são inferiores a 1 ppm e são mais frequentes no intervalo entre 0,2 e 0,7 ppm. Os maiores valores de concentrações para este poluente puderam ser mais frequentemente constatados na Estação CPRH (Figura 2a), com diversos casos de concentrações horárias acima de 0,8 ppm. Estes valores também puderam ser observados nas Estações Cupe e Ipojuca (Figuras 2b e 2e).

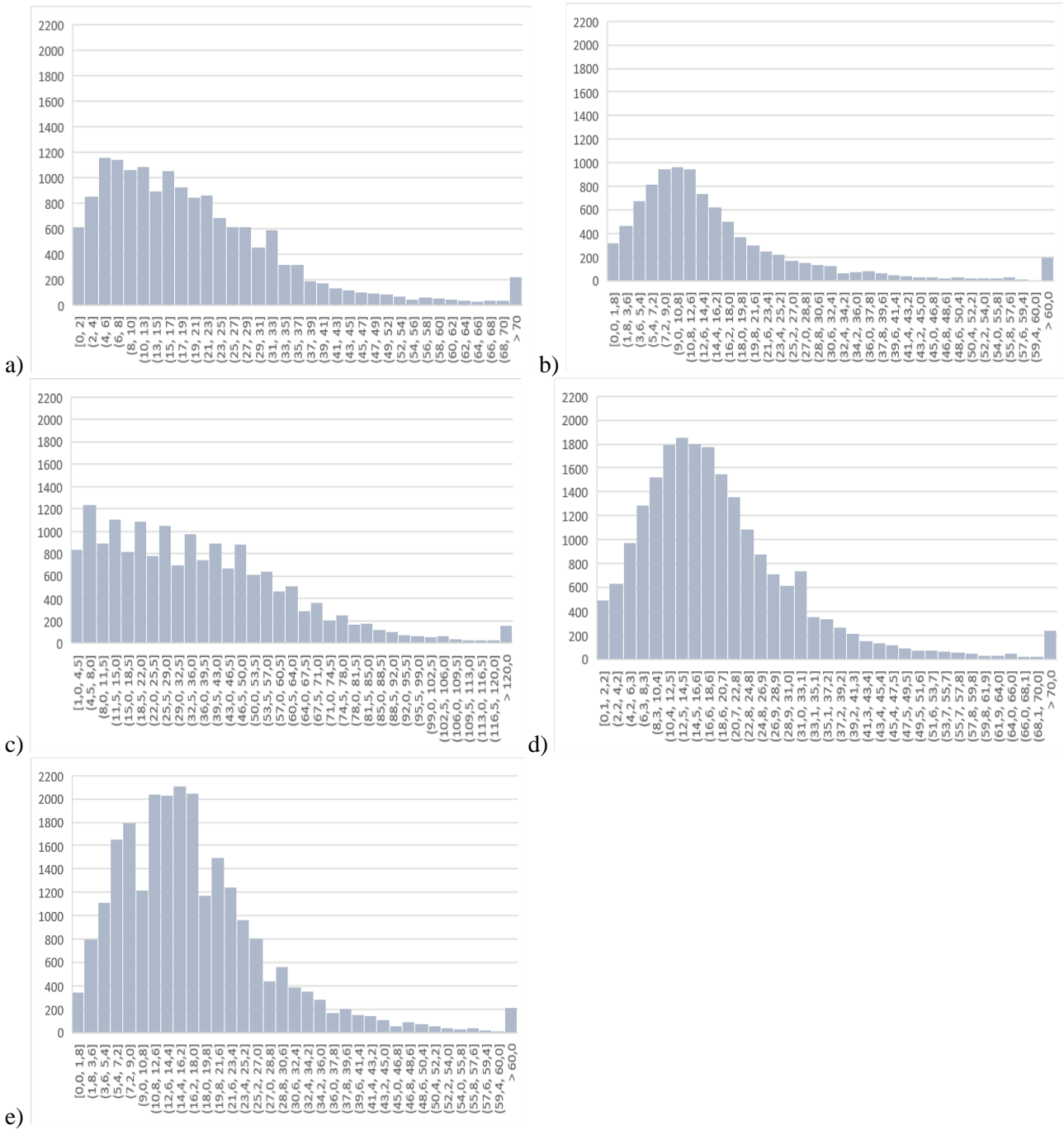




**Figura 2 – Histogramas das concentrações horárias do CO em ppm para as Estações CPRH (a), Cupe (b), Gaibu (c), IFPE (d) e Ipojuca (e) no período de 2017 a 2021**

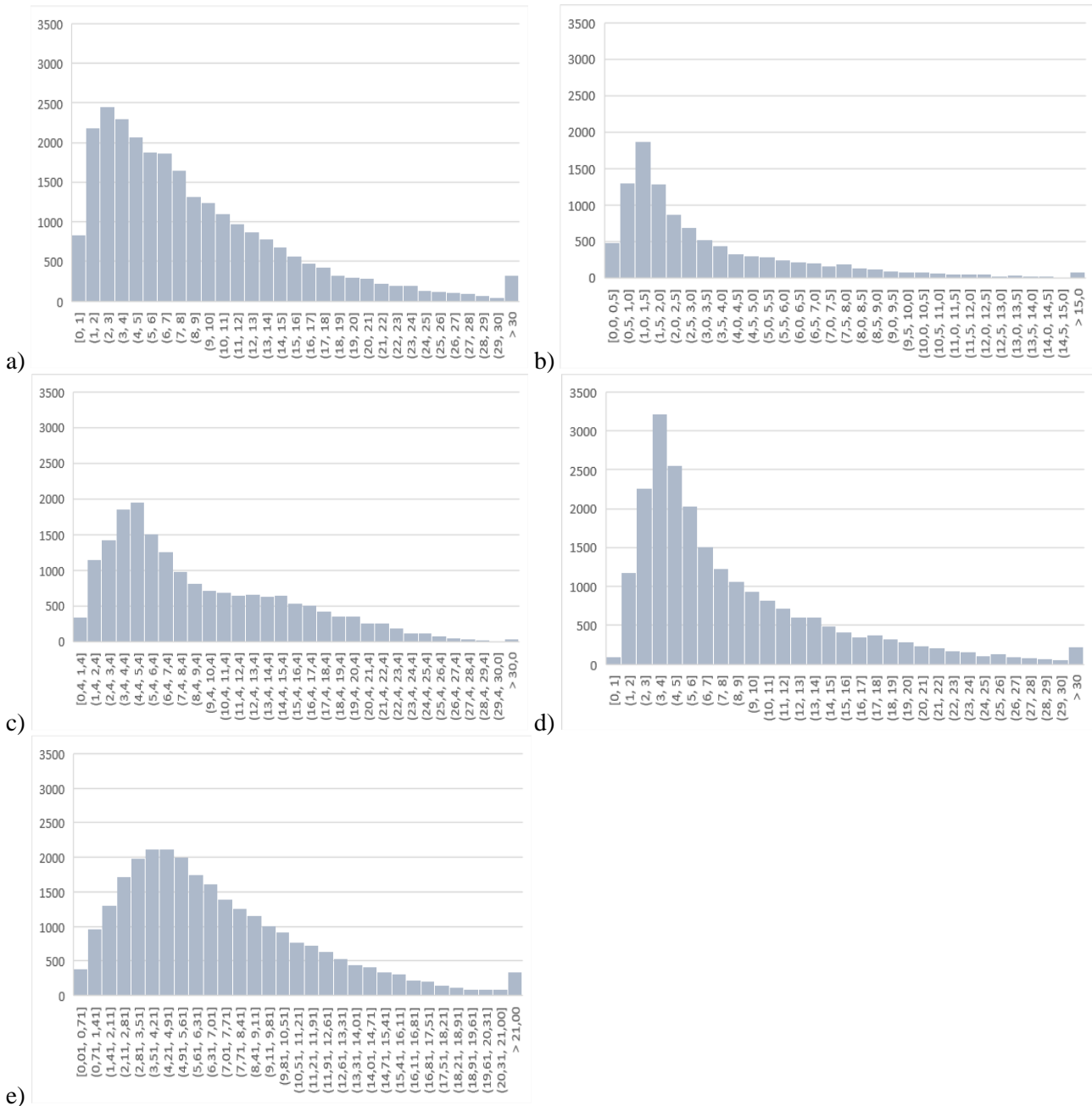
Fonte: Os Autores (2023)

Já o  $MP_{10}$  (Figura 3 a-e) possui maior frequência em valores inferiores a  $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , mas apresenta quantidade considerável de eventos com concentrações acima de  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , em especial na Estação Gaibu (Figura 3c). Concentrações mais elevadas também podem ser vistas nas Estações CPRH (Figura 3a), assim como para o CO, e IFPE (Figura 3d).



**Figura 3 – Histogramas das concentrações horárias do MP<sub>10</sub> em µg/m<sup>3</sup> para as Estações CPRH (a), Cupe (b), Gaibu (c), IFPE (d) e Ipojuca (e) no período de 2017 a 2021**  
 Fonte: Os Autores (2023)

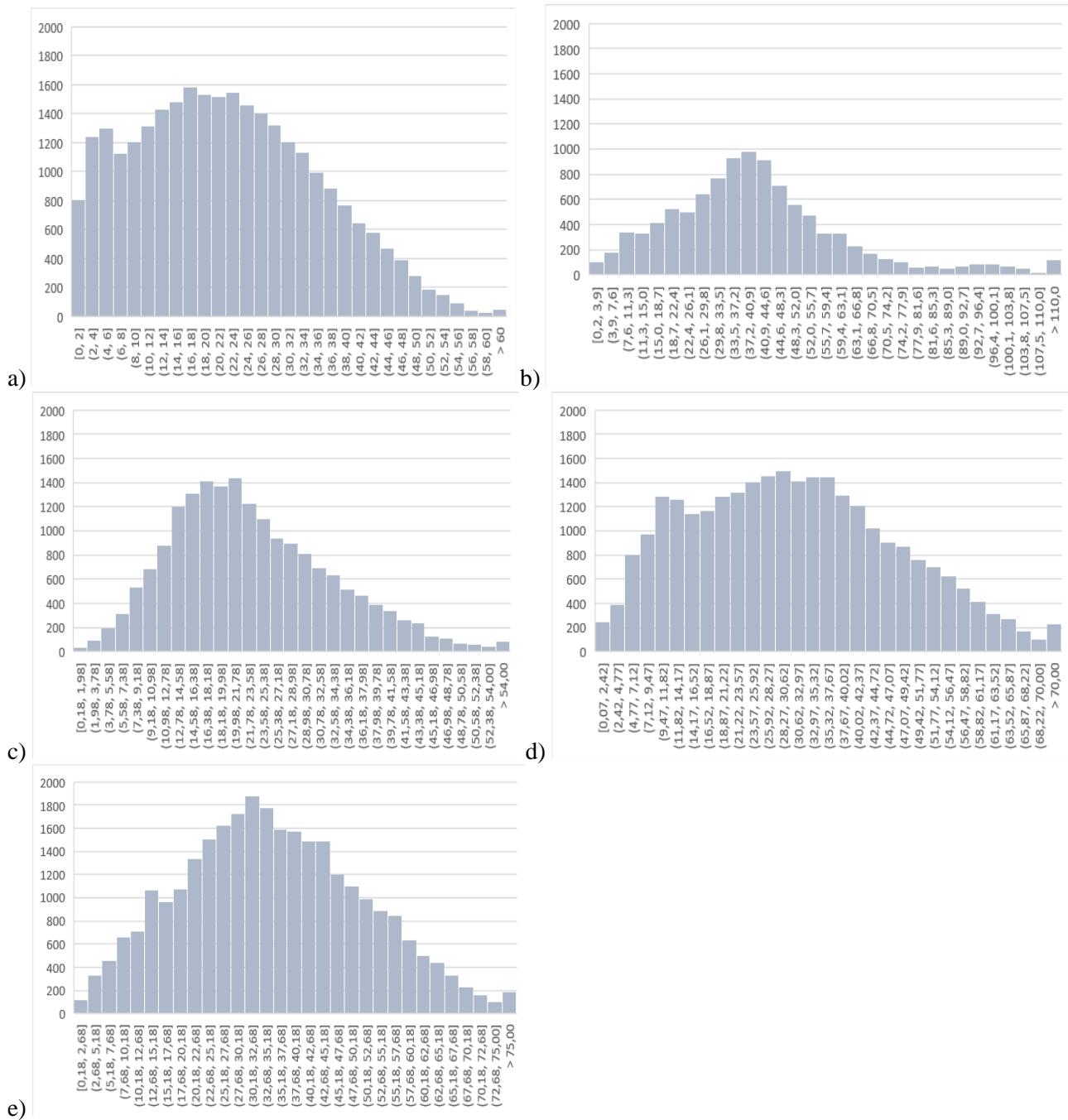
Para o NO<sub>2</sub> (Figura 4 a-e), a distribuição é mais uniforme e, apesar de apresentar concentrações horárias acima de 20 µg/m<sup>3</sup>, a maior parte não excede este valor. No entanto, nos casos em que esse valor foi ultrapassado, ocorreu com mais frequência nas Estações CPRH, Gaibu e IFPE (Figuras 4a, 4c e 4d), resultado similar ao encontrado para o MP<sub>10</sub>.



**Figura 4 – Histogramas das concentrações horárias do NO<sub>2</sub> em µg/m<sup>3</sup> para as Estações CPRH (a), Cupe (b), Gaibu (c), IFPE (d) e Ipojuca (e) no período de 2017 a 2021**

Fonte: Os Autores (2023)

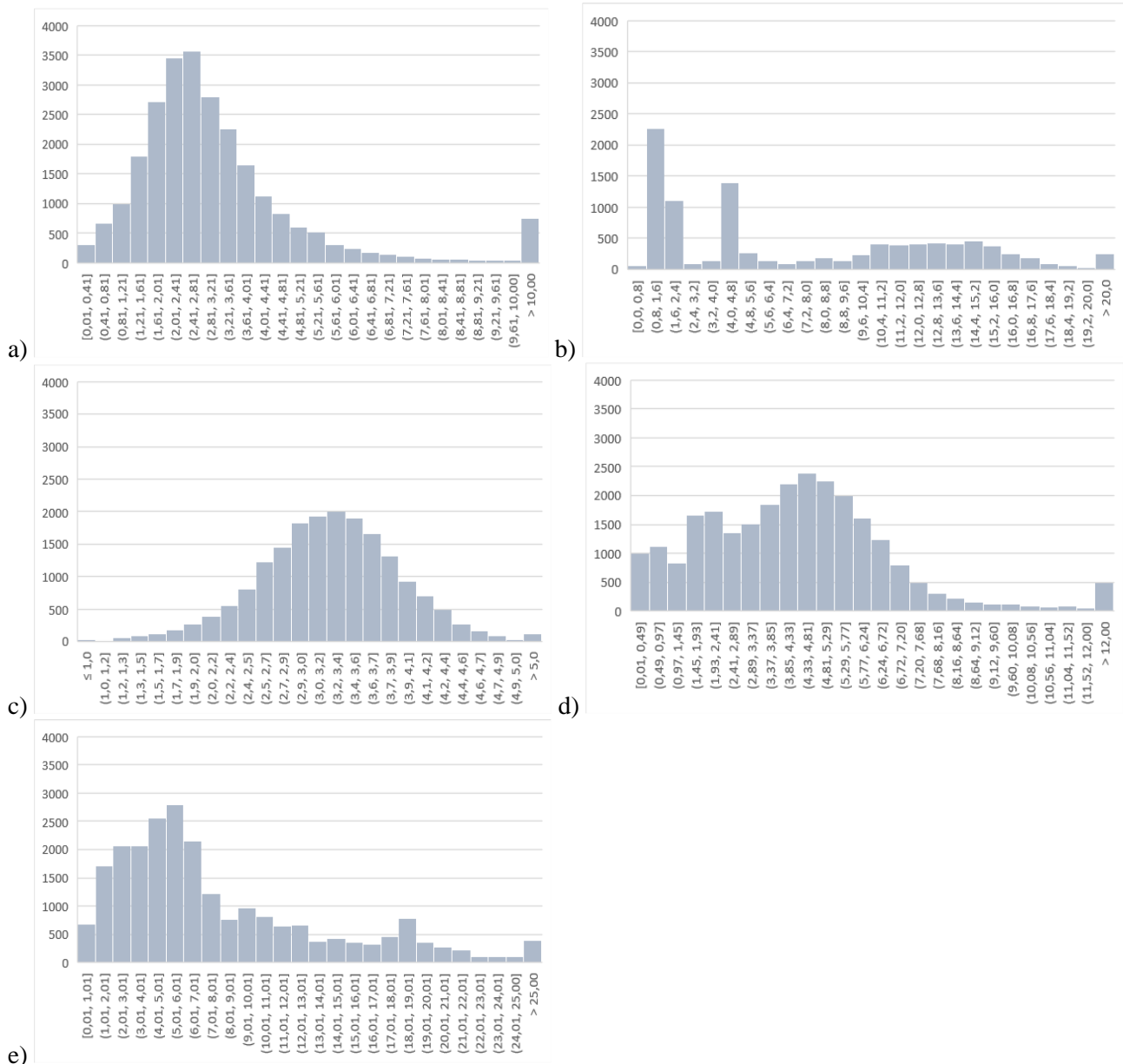
Assim como para o NO<sub>2</sub>, o histograma do O<sub>3</sub> (Figura 5 a-e) apresenta certa uniformidade na distribuição, mantendo a maior parte das concentrações horárias abaixo de 60 µg/m<sup>3</sup>. Os casos de concentrações acima deste valor foram mais frequentemente verificados nas Estações Cupe e Ipojuca (Figuras 5b e 5e), semelhante ao CO, e IFPE (Figura 5d), como para o MP<sub>10</sub> e o NO<sub>2</sub>.



**Figura 5 – Histogramas das concentrações horárias do O<sub>3</sub> em µg/m<sup>3</sup> para as Estações CPRH (a), Cupe (b), Gaibu (c), IFPE (d) e Ipojuca (e) no período de 2017 a 2021**

Fonte: Os Autores (2023)

O SO<sub>2</sub> (Figura 6 a-e), por sua vez, possui maior variabilidade de acordo com a estação. Na Estação CPRH (Figura 6a), por exemplo, a maior frequência está em concentrações abaixo de 6 µg/m<sup>3</sup>. Já na Estação Cupe (Figura 6b), há grande quantidade de valores entre 0,8 e 2,4 µg/m<sup>3</sup> e 4,0 e 4,8 µg/m<sup>3</sup>. Após este intervalo, há uma queda nas concentrações e a uniformidade ocorre aproximadamente entre 9 e 18 µg/m<sup>3</sup>. A maior estabilidade deste poluente pode ser observada na Estação Gaibu (Figura 6c). Já as maiores concentrações, nas Estações Cupe e Ipojuca (Figuras 6b e 6e), como o CO e o O<sub>3</sub>.



**Figura 6 – Histogramas das concentrações horárias do SO<sub>2</sub> em µg/m<sup>3</sup> para as Estações CPRH (a), Cupe (b), Gaibu (c), IFPE (d) e Ipojuca (e) no período de 2017 a 2021**

Fonte: Os Autores (2023)

Na representação gráfica dos poluentes nos dias da semana (Figura 7 a-e), para que as curvas fossem mais representativas e as variações pudessem ser melhor analisadas, as concentrações horárias do CO e do SO<sub>2</sub> foram multiplicadas por 100 e 10, respectivamente. Já as concentrações apresentadas na Tabela 4 possuem ordem de grandeza original. A partir dessas informações, foi observado que no local estudado há certa variabilidade no comportamento dos poluentes entre os dias úteis e finais de semana (Figura 7 a-e e Tabela 4). Em todos os casos, a maior variação, em termos de porcentagem, ocorreu na Estação CPRH (Figura 7a).

Para o CO, a maior diferença foi de 0,056 ppm, onde a concentração média mais alta foi na sexta-feira e a mais baixa, no domingo. Essa diferença corresponde a 8,32% da concentração média geral do CO na Estação CPRH, que foi de 0,661 ppm. Já a menor diferença (0,008 ppm) para este

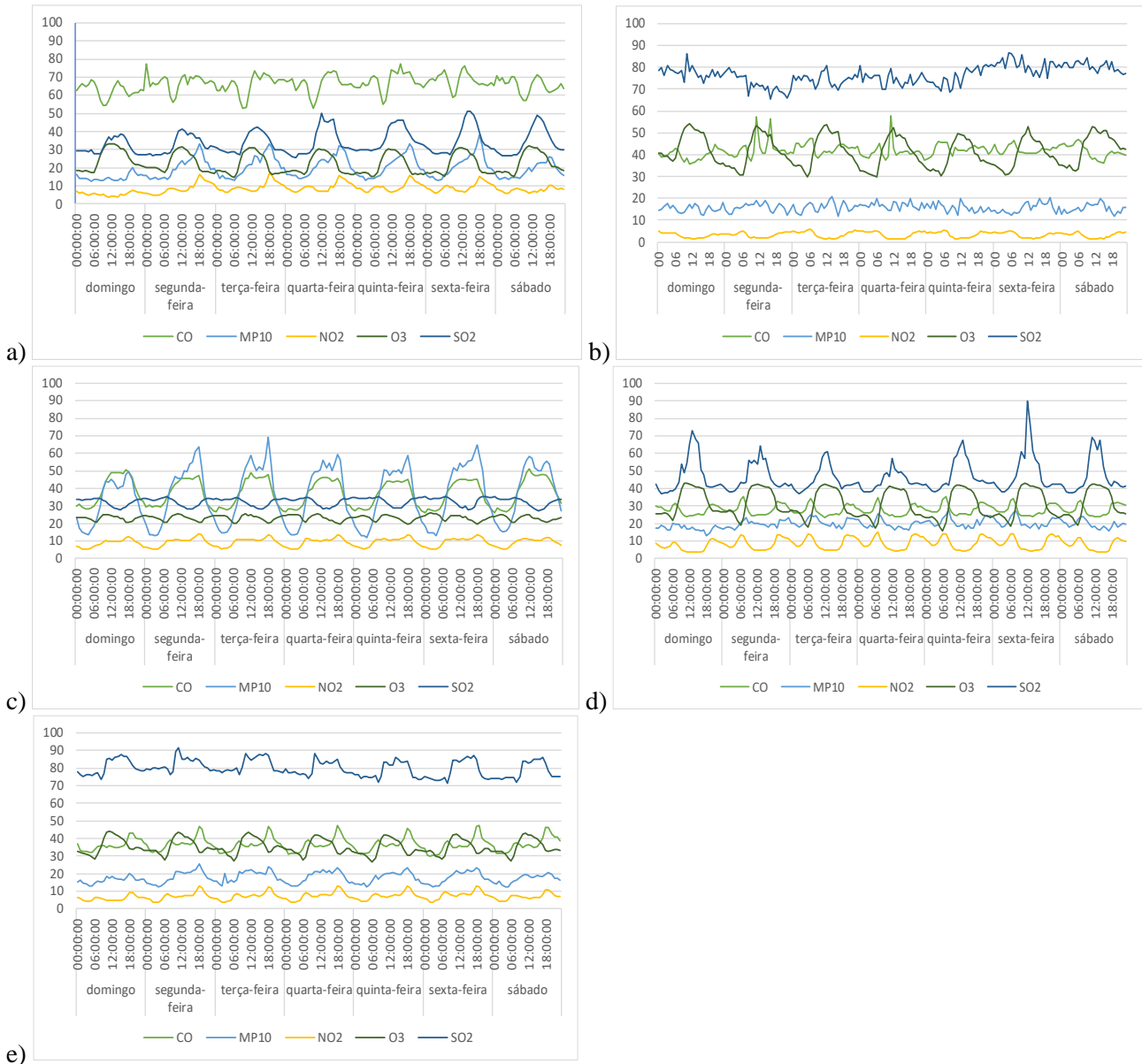
poluente ocorreu na Estação Ipojuca (Figura 7e), correspondendo a 2,12% da concentração média geral de 0,366 ppm. O MP<sub>10</sub> apresentou maior diferença no valor de 6,906 µg/m<sup>3</sup>, com maior média de concentração na sexta-feira e menor, no domingo, assim como o CO. Esta diferença representa 35,03% da concentração média geral do MP<sub>10</sub> na Estação CPRH, que corresponde a 19,717 µg/m<sup>3</sup>. A menor diferença para este poluente foi de 1,516 µg/m<sup>3</sup>, na Estação Cupe (Figura 7b), que corresponde a 9,61% de 15,770 µg/m<sup>3</sup>.

O NO<sub>2</sub>, por sua vez, apresentou a diferença mais significativa de todos os contaminantes no valor de 3,945 µg/m<sup>3</sup>, que correspondeu a 46,33% da concentração média geral de 8,514 µg/m<sup>3</sup>, onde a maior concentração média foi registrada na quarta-feira e a menor, também no domingo. Este poluente apresentou menor diferença de concentração média de 0,570 µg/m<sup>3</sup> na Estação Cupe (Figura 7b), correspondendo a uma queda de 17,15% na concentração média geral de 3,322 µg/m<sup>3</sup>. No entanto, a menor variabilidade ocorreu na Estação Gaibu (Figura 7c), com diferença de concentração média de 0,980 µg/m<sup>3</sup> e 10,62% da concentração média geral de 9,232 µg/m<sup>3</sup>. Já o O<sub>3</sub> apresentou maior diferença de concentração na Estação Cupe (4,425 µg/m<sup>3</sup>, 10,67%) (Figura 7b). No entanto, a maior taxa foi observada também na Estação CPRH (Figura 7a), assim como para todos os poluentes, com diferença de concentração média de 3,568 µg/m<sup>3</sup>, correspondendo a 15,99% da concentração média geral de 22,307 µg/m<sup>3</sup>. Este contaminante apresentou maior concentração média no domingo e menor, na quinta-feira. Assim como para o NO<sub>2</sub>, a menor variabilidade para o ozônio ocorreu na Estação Gaibu (Figura 7c), com diferença de 0,383 µg/m<sup>3</sup> e taxa correspondente de 1,66% de 23,041 µg/m<sup>3</sup>.

Por fim, o SO<sub>2</sub> apresentou comportamento semelhante ao O<sub>3</sub>, com maior variabilidade na concentração média na Estação Cupe (0,877 µg/m<sup>3</sup>, 11,44%) (Figura 7b) e maior taxa de queda na Estação CPRH (Figura 7a), com diferença na concentração média de 0,436 µg/m<sup>3</sup> e taxa correspondente de 12,91% da concentração média geral de 3,381 µg/m<sup>3</sup>. A maior concentração média ocorreu na quinta-feira e a menor, no domingo. Para a menor variabilidade deste poluente, houve similaridade com o NO<sub>2</sub> e o O<sub>3</sub>, ocorrendo na Estação Gaibu (Figura 7c). A diferença na concentração média foi de 0,086 µg/m<sup>3</sup> e a taxa de queda de 2,64% da concentração média geral de 3,244 µg/m<sup>3</sup>.

É possível que estes resultados estejam ligados às atividades realizadas próximas à rede de monitoramento. Em dias úteis, por exemplo, há grande fluxo de veículos grandes e pequenos devido às operações do CIPS. Já nos finais de semana, o fluxo se dá devido às praias turísticas que estão localizadas próximas ao local, como as praias de Muro Alto, Calhetas, Enseada dos Corais e Porto de Galinhas, podendo justificar a baixa variabilidade apresentada pelo CO. Com relação às indústrias, é possível que estas tenham suas atividades reduzidas ou interrompidas durante os finais de semana, o que pode justificar a maior queda nas emissões de MP<sub>10</sub> e NO<sub>2</sub>. Outro ponto relevante é que o funcionamento do Porto ocorre sem pausas, operando por 24h durante todos os dias do ano. Isto pode

favorecer a baixa queda na emissão do SO<sub>2</sub>, contaminante característico de processos de combustão a base de diesel, como navios e veículos pesados que transportam os produtos que chegam ou saem do Porto, visto que, em portos, a emissão deste poluente pode estar mais relacionada às embarcações e operações portuárias do que com outras atividades desenvolvidas no local (Song et al., 2022).



**Figura 7 – Comportamento dos poluentes ao longo dos dias da semana na Estação CPRH (a), Cupe (b), Gaibu (c), IFPE (d) e Ipojuca (e) no período de 2017 a 2021**  
 Fonte: Os Autores (2023)

**Tabela 4 – Concentrações médias do CO (ppm), MP<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>), NO<sub>2</sub> (µg/m<sup>3</sup>), O<sub>3</sub> (µg/m<sup>3</sup>) e SO<sub>2</sub> (µg/m<sup>3</sup>) durante os dias da semana nas Estações CPRH, Cupe, Gaibu, IFPE e Ipojuca no período de 2017 a 2021**

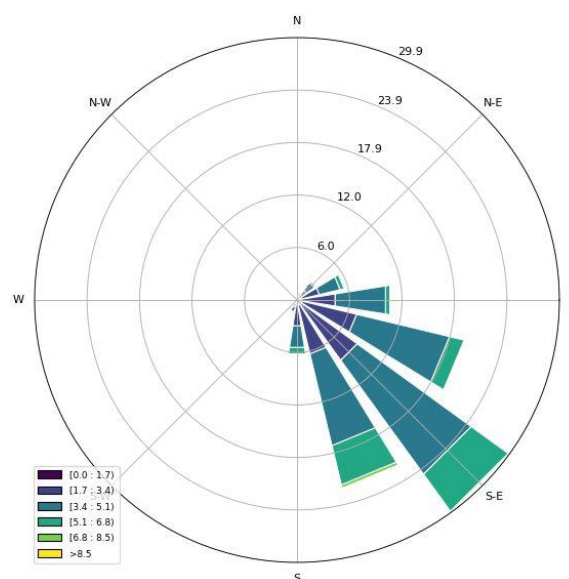
	CO	MP <sub>10</sub>	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	SO <sub>2</sub>
<b>Estação CPRH</b>					
Domingo	0,626	14,565	5,497	24,615	3,144
Segunda-feira	0,672	20,451	8,791	22,609	3,262
Terça-feira	0,658	20,946	9,412	21,651	3,328
Quarta-feira	0,663	21,165	9,442	21,539	3,420
Quinta-feira	0,676	20,866	9,378	21,047	3,580
Sexta-feira	0,681	21,471	9,298	21,646	3,514
Sábado	0,655	18,213	7,683	23,047	3,412
Média geral	0,661	19,717	8,514	22,307	3,381
<b>Estação Cupe</b>					
Domingo	0,398	15,250	3,017	43,842	7,765
Segunda-feira	0,426	15,815	3,246	41,392	7,221
Terça-feira	0,431	16,031	3,587	41,998	7,452
Quarta-feira	0,413	16,766	3,477	40,056	7,468
Quinta-feira	0,426	15,674	3,484	39,417	7,565
Sexta-feira	0,423	15,517	3,311	40,108	8,097
Sábado	0,415	15,358	3,125	43,437	8,029
Média geral	0,419	15,770	3,322	41,473	7,663
<b>Estação Gaibu</b>					
Domingo	0,391	32,625	8,575	23,054	3,219
Segunda-feira	0,372	36,831	9,201	23,090	3,226
Terça-feira	0,372	38,515	9,400	23,041	3,227
Quarta-feira	0,370	36,884	9,329	23,062	3,241
Quinta-feira	0,361	35,216	9,442	22,884	3,296
Sexta-feira	0,369	39,395	9,556	23,267	3,289
Sábado	0,390	38,815	9,128	22,890	3,211
Média geral	0,375	36,924	9,232	23,041	3,244
<b>Estação IFPE</b>					
Domingo	0,278	17,210	6,751	32,315	4,700
Segunda-feira	0,283	19,621	8,393	31,891	4,616
Terça-feira	0,277	20,608	8,759	31,272	4,484
Quarta-feira	0,275	19,543	8,815	30,101	4,413
Quinta-feira	0,284	20,828	9,012	29,847	4,713
Sexta-feira	0,280	20,859	8,783	31,053	4,895
Sábado	0,280	19,431	7,765	31,379	4,665
Média geral	0,280	19,721	8,327	31,125	4,641
<b>Estação Ipojuca</b>					
Domingo	0,362	16,283	5,862	35,726	8,041
Segunda-feira	0,370	17,938	7,224	35,545	8,197
Terça-feira	0,366	18,656	7,142	35,493	8,167
Quarta-feira	0,367	17,982	7,437	34,878	7,981
Quinta-feira	0,364	17,678	7,354	34,046	7,809
Sexta-feira	0,363	17,751	7,832	34,626	7,827
Sábado	0,369	16,897	6,786	35,228	7,822
Média geral	0,366	17,594	7,084	35,078	7,975

Fonte: Os Autores (2023)



Estes indicativos são semelhantes aos verificados em estudos que apontam que em locais mais urbanizados, a emissão de poluentes é mais proeminente durante os dias úteis (segunda a sexta-feira) do que nos finais de semana (sábado e domingo) (Almeida et al., 2019; Oliveira et al., 2019; Zou et al., 2019; Tsai et al., 2021; Castelhana e Pinto, 2022). Essas variações podem estar relacionadas à diminuição de atividades comerciais e escolares durante os finais de semana, fazendo com que o fluxo de pessoas saindo de casa seja menor nesse período. Como resultado, as emissões veiculares e as atividades passíveis de liberar contaminantes no meio são reduzidas e, conseqüentemente, ocasionam em um nível de poluição atmosférica mais baixo do que nos dias úteis. Já quando atividades comerciais e industriais são constantes e não sofrem interrupção, o fluxo de emissão de contaminantes também pode ser constante. Além disso, é comum que nos finais de semana a população busque práticas culturais e de lazer em ambientes fora dos centros urbanos, muitas vezes escolhendo áreas litorâneas próximas, o que pode aumentar a circulação de veículos (Ceglinski et al., 2022; Tavella et al., 2023). Assim, o comportamento da população e das atividades econômicas locais é de grande influência no padrão apresentado pelos poluentes. Ou seja, cada local irá apresentar características condizentes com as práticas desenvolvidas.

Aliado às práticas locais, o regime dos ventos poderá influenciar em como cada estação é impactada por tal dinamismo. Ao verificar os dados do sentido da direção do vento entre os anos de 2017 e 2021, observou-se que o mesmo, majoritariamente, é de sudeste, sul-sudeste e leste-sudeste (29,91%, 22,05% e 19,61%, respectivamente) e que a intensidade da maior parcela está entre 3,4 e 5,1 m/s (Figura 8), padrões também verificados por Nunes (2017) e que indicam que a dispersão de poluentes no local é favorável.



**Figura 8 – Frequência relativa dos ventos de 2017 a 2021**

Fonte: Os Autores (2023)

De acordo com o sentido predominante do vento observado, nas Estações CPRH, Gaibu e IFPE (Figuras 9a, 9c e 9d), a maior parte dos contaminantes parecem ser provenientes da área do CIPS. Já para as Estações Cupe e Ipojuca (Figuras 9b e 9e), as emissões podem possuir uma influência adicional das rodovias, área urbana e praia.

A partir dos dados representativos, foram calculados os casos em que há ultrapassagem dos limites estabelecidos em legislação. Para o CO e o O<sub>3</sub> foram observadas as máximas médias móveis, calculadas a cada 8 horas, obtidas no dia. Para o MP<sub>10</sub> e o SO<sub>2</sub>, as médias diárias. E para o NO<sub>2</sub>, as médias horárias. Os valores limites adotados foram os PF estabelecidos pela Resolução nº 491 (Conama, 2018) (Tabela 2).

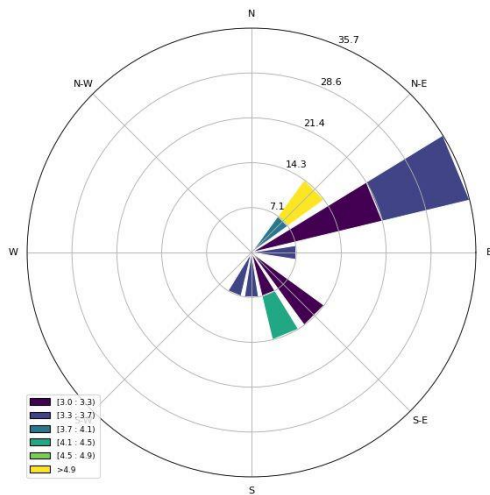
Seguindo estes critérios, foram observados 221 eventos de ultrapassagem ao longo dos 5 anos de análise. Durante esse período, o CO ultrapassou 3 (1,36%) vezes; o MP<sub>10</sub>, 132 (59,73%); o NO<sub>2</sub>, 1 (0,45%); o O<sub>3</sub>, 26 (11,76%); e o SO<sub>2</sub>, 59 (26,70%). Esses casos ocorreram 11 (4,98%) vezes na Estação CPRH; 39 (17,65%) na Estação Cupe; 110 (49,77%) na Estação Gaibu; 16 (7,24%) na Estação IFPE; e 45 (20,36%) vezes na Estação Ipojuca. No ano de 2017, foram observadas 16 (7,24%) das 221 situações de ultrapassagens; em 2018, 32 (14,48%); em 2019, 64 (28,96%); em 2020, 54 (24,43%); e em 2021, 55 (24,89%) das situações. Além do PF, alguns poluentes também ultrapassaram padrões intermediários, que são mais tolerantes, como: MP<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub>, o PI-3, e o O<sub>3</sub>, o PI-1.

Os maiores valores de ultrapassagem encontrados para cada um dos poluentes no critério diário foi de 20,31 ppm para o CO, em 07/06/2021; 99,59 µg/m<sup>3</sup> para o MP<sub>10</sub>, em 14/05/2019; 233,83 µg/m<sup>3</sup> para o NO<sub>2</sub>, em 21/10/2017; 179,83 µg/m<sup>3</sup> para o O<sub>3</sub>, em 31/10/2021; e 31,28 µg/m<sup>3</sup> para o SO<sub>2</sub>, em 24/12/2021. Segundo os critérios da qualidade do ar estabelecidos pela Resolução nº 491 (Conama, 2018) a partir dos PF (Tabela 3), estes dias apresentaram qualidade do ar péssima, moderada, moderada, muito ruim e moderada, respectivamente. Levando em consideração os 221 eventos nos quais as concentrações excederam os valores determinados em legislação, 98,19% apresentaram qualidade do ar moderada, 0,45% ruim, 0,91% muito ruim e 0,45% péssima. A qualidade do ar caracterizada como péssima implica no agravamento de diversos sintomas, como tosse seca, falta de ar e respiração ofegante, com efeitos mais graves em grupos mais vulneráveis, como crianças, idosos e pessoas com doenças respiratórias e cardíacas (MMA, 2019).

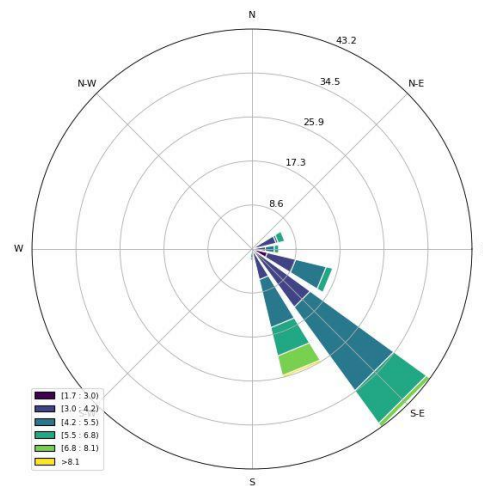
Apesar dos instrumentos legais imporem os limites de emissão, é discutido que os padrões estabelecidos poderiam ser mais baixos, de forma que os impactos sejam ainda menores, principalmente nos índices de mortalidade. Dessa forma, é possível que haja ganhos econômicos, ambientais e para a saúde humana (Andreão e Albuquerque, 2021).

Se todas as médias móveis do CO e do O<sub>3</sub> forem analisadas, ao invés de apenas a máxima obtida no dia, a quantidade total de ultrapassagens sobe de 221 para 412 eventos. Considerando este

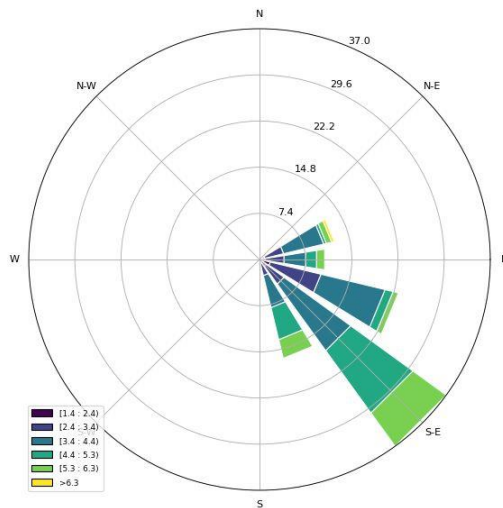
cenário, foram calculadas as direções do vento para cada uma das estações nos momentos em que os limites são excedidos. Assim, para estas ocasiões, a direção predominante do vento na Estação CPRH (Figura 9a) foi de leste-nordeste (35,7%); nas Estações Cupe e Gaibu (Figuras 9b e 9c), de sudeste (43,2% e 37,0%, respectivamente); na IFPE (Figura 9d), de leste (25%), com valor próximo ao encontrado para as direções nordeste, leste-nordeste, leste-sudeste e sudeste (18,75% cada); e na Ipojuca (Figura 9e), com predominância de leste-sudeste (26,7%).



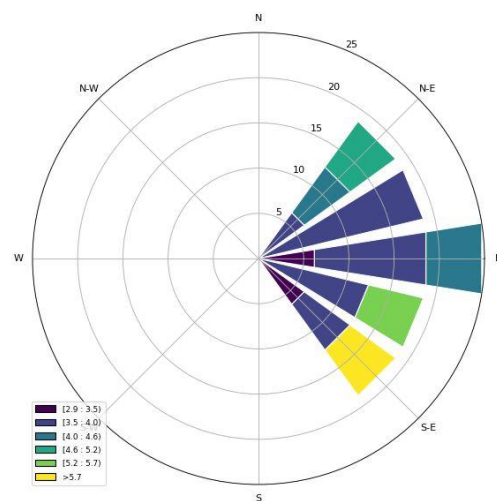
a)



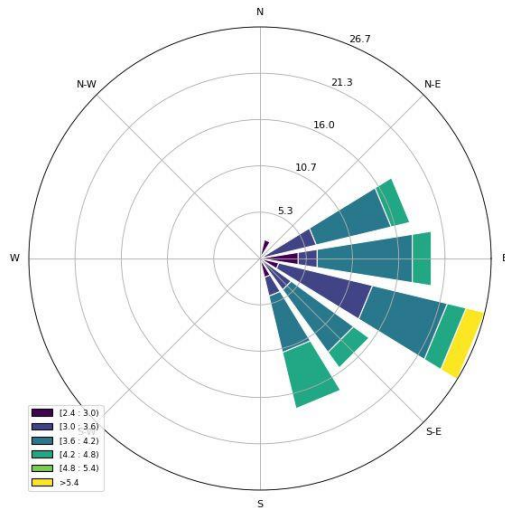
b)



c)



d)



e)

**Figura 9 – Rosa dos ventos das Estações CPRH (a), Cupe (b), Gaibu (c), IFPE (d) e Ipojuca (e) para os casos de ultrapassagem dos limites no período de 2017 a 2021**

Fonte: Os Autores (2023)

A direção principal do vento na Estação IFPE (Figura 9d) nos casos em que há desrespeito da legislação coincide com a localização do CIPS. As outras direções observadas para esta estação, que estão igualmente distribuídas, estão no mesmo sentido tanto de algumas indústrias do CIPS quanto de áreas urbanas, estradas e praias. Já nas demais Estações (Figuras 9a, 9b, 9c e 9e), os eventos de ultrapassagem aparentam estar relacionados com as áreas urbanizadas, rodovias e praias, como Muro Alto, Porto de Galinhas, Calhetas, Gaibu e Enseada dos Corais. Na Estação Cupe, o O<sub>3</sub> foi o poluente que mais excedeu o PF (66,67%), além de ter sido a única estação na qual o critério não foi atendido. Este cenário pode estar, em parte, relacionado com o efeito de final de semana, que é quando a maioria dos poluentes possui maiores concentrações durante os dias úteis e o O<sub>3</sub> tem seu pico de emissão durante os finais de semana devido às reações fotoquímicas que lhe dão origem (Ceglinski et al., 2022). Além disso, pode estar relacionado também com emissões de óxidos de nitrogênio emitidos pelos navios e atividades portuárias (Toscano et al., 2021; Song et al., 2022; Zhang et al., 2022; Zhou et al., 2022), cujos componentes, através de reações secundárias, podem dar origem ao ozônio.

#### 4. CONCLUSÃO

Em Pernambuco, há apenas seis estações de monitoramento, sendo uma desativada e cinco ativas, distribuídas em dois dos 185 municípios pernambucanos. A estação mais nova, Estação Suape, foi instalada apenas no ano de 2022. Além disso, na base disponível para consulta pública, há grande defasagem de informações. No período analisado, entre os anos de 2017 e 2021, 557.921 (apenas 50,92%) das concentrações horárias brutas estavam disponíveis e destas, 507.383 puderam ser consideradas representativas conforme critérios adotados pela CETESB, evidenciando a lacuna de

dados. A partir destas informações, o comportamento das concentrações horárias do CO, MP<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> e SO<sub>2</sub> nas Estações CPRH, Cupe, Gaibu, IFPE e Ipojuca pôde ser analisado, onde observou-se que a maior parte destas concentrações estão abaixo dos valores necessários para exceder os limites estabelecidos em legislação.

O desempenho dos elementos estudados ao longo dos dias da semana (dias úteis e finais de semana), apresentou considerável variabilidade. As maiores taxas de variação ocorreram na Estação CPRH para todos os poluentes e a mais significativa foi de 46,33%, apresentada pelo NO<sub>2</sub>. Já a menor variação foi de 1,66% para o O<sub>3</sub> na Estação Gaibu. As diferenças nas concentrações dos contaminantes ao longo dos dias da semana podem ter sido influenciadas pelas atividades desenvolvidas próximas à rede de monitoramento, sejam estas de caráter comercial, através do CIPS, ou de lazer, devido às praias com alto fluxo de pessoas nos finais de semana. No que diz respeito às emissões comerciais, o CIPS abriga o Porto de Suape e diversas indústrias, como petroquímicas, farmacêuticas, químicas, alimentícias, de geração de energia, de logística e de grânéis líquidos e gasosos. Estes empreendimentos podem ser grandes fontes de poluição atmosférica, cujas emissões podem ocorrer tanto pelo processo produtivo e de armazenamento quanto pela queima do combustível utilizado. Atividades portuárias, como manobra e atracação de navios, carga, descarga e transporte de produtos também podem emitir quantidades significativas de contaminantes e, embora haja a possibilidade de algumas dessas indústrias terem o funcionamento reduzido ou interrompido durante os finais de semana, o Porto funciona de forma ininterrupta. Além disso, próximo ao empreendimento há diversas praias que a população procura como alternativa de lazer nos finais de semana, contrabalanceando o fluxo de veículos. Dessa forma, a proximidade dessas atividades com a rede de monitoramento pode influenciar nas concentrações medidas pelos equipamentos.

Apesar da maioria das concentrações não ultrapassarem o PF estabelecido pela Resolução nº 491/2018 do Conama, 221 eventos excederam estes padrões, apresentando qualidade do ar moderada (98,19%), ruim (0,45%), muito ruim (0,91%) e péssima (0,45%). A Estação com mais casos de ultrapassagem foi a Gaibu, com 110 eventos (49,77%), sendo todos eles do MP<sub>10</sub> e com qualidade do ar moderada. E o poluente com quantidade mais significativa foi o MP<sub>10</sub>, que excedeu o limite 132 vezes (59,73%), todas apresentando qualidade do ar moderada. Com base na análise da direção dos ventos, foi possível observar que na Estação IFPE a maior parte das situações nas quais os critérios estabelecidos em legislação são desrespeitados tem o Leste (25%) como sentido principal do vento, onde está localizado o CIPS, reconhecida grande fonte de emissão de poluentes existente na região. Já para as outras estações, o sentido majoritário dos ventos está relacionado com áreas onde há urbanização, rodovias e praias, podendo também estar associado às emissões provenientes dos navios que chegam ou partem do Porto de Suape.

Devido ao comportamento distinto dos poluentes que puderam ser observados de acordo com as atividades desenvolvidas, é perceptível a necessidade de melhorar e ampliar a rede de monitoramento da qualidade do ar, tanto em Pernambuco quanto nacionalmente. Enfatiza-se também a necessidade de manutenção e posterior disponibilidade maior dos dados para estudos futuros. Dessa forma, todas as realidades poderão ser atendidas e medidas de prevenção e mitigação poderão ser tomadas de maneira que a qualidade ambiental e o bem-estar populacional sejam garantidos.

## AGRADECIMENTO

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

## REFERÊNCIAS

Almeida, R. P. da S. de, Souza, T. de C. e, Souza, S. L. Q. de, Martins, E. M., Corrêa, S. M., 2019. Comparação da qualidade do ar em localidades industrial e urbana. *Revista Internacional de Ciências* [online] 09. Disponível: [10.12957/ric.2019.42897](https://doi.org/10.12957/ric.2019.42897). Acesso: 18 nov. 2022.

Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. de M., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* [online] 22. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>. Acesso: 18 jan. 2023.

Andreão, W. L., Albuquerque, T. T. de A., Kumar, P., 2018. Excess deaths associated with fine particulate matter in Brazilian cities. *Atmospheric Environment* [online] 194. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.09.034>. Acesso: 23 jun. 2022.

Andreão, W. L., Albuquerque, T. T. de A., 2021. Avoidable mortality by implementing more restrictive fine particles standards in Brazil: An estimation using satellite surface data. *Environmental Research* [online] 192. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110288>. Acesso: 06 jan. 2023.

Castelhana, F. J., Pinto, J. E. S. de S., 2022. Aspectos geográficos da qualidade do ar em Aracaju, Brasil. *Revista Caminhos de Geografia* [online] 23. Disponível: <http://doi.org/10.14393/RCG238759191>. Acesso: 09 fev. 2023.

Castelhana, F. J., Pedroso, A. C. N., Cobelo, I., Borge, R., Roig, H. L., Adams, M., Amini, H., Koutrakis, P., Requia, W. J., 2022. The impact of long-term weather changes on air quality in Brazil. *Atmospheric Environment* [online] 283. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119182>. Acesso: 06 jan. 2023.

Ceglinski, L. de V., Tavella, R. A., Boninfácio, A. da S., Santos, J. E. K., Silva Júnior, F. M. R. da, 2022. Weekend effect on air pollutant levels in southernmost cities of Brazil with different economic activities. *Environmental Monitoring and Assessment* [online] 194. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10518-6>. Acesso: 10 fev. 2023.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2022. Qualidade do ar no estado de São Paulo 2021. São Paulo.

Chen, S. P., Wang, C. H., Lin, W. D., Tong, Y. H., Chen, Y. C., Chiu, C. J., Chiang, H. C., Fan, C. L., Wang, J. L., Chang, J. S., 2018. Air quality impacted by local pollution sources and beyond – Using a prominent petro-industrial complex as a study case. *Environmental Pollution* [online] 236. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.091>. Acesso: 10 fev. 2023.

Coelho, S., Rafael, S., Lopes, D., Miranda, A. I., Ferreira, J., 2021. How changing climate may influence air pollution control strategies for 2030? *Science of the Total Environment* [online] 758. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143911>. Acesso: 16 jun. 2022.

Coker, E. S., Buralli, R., Manrique, A. F., Kanai, C. M., Amegah, A. K., Gouveia, N., 2022. Association between PM<sub>2.5</sub> and respiratory hospitalization in Rio Branco, Brazil: Demonstrating the potential of low-cost air quality sensor for epidemiologic research. *Environmental Research* [online] 214. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113738>. Acesso: 06 jan. 2023.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2018. Resolução Conama nº 491, de 19 de novembro.

CPRH. Agência Estadual de Meio Ambiente. Rede de monitoramento. Disponível: <http://www2.cprh.pe.gov.br/monitoramento-ambiental/qualidade-do-ar-2/rede-de-monitoramento/>. Acesso: 16 jan. 2023.

Dai, J., Liu, Y., Wang, P., Fu, X., Xia, M., Wang, T., 2020. The impact of sea-salt chloride on ozone through heterogeneous reaction with N<sub>2</sub>O<sub>5</sub> in a coastal region of south China. *Atmospheric Environment* [online] 236. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117604>. Acesso: 11 fev. 2023.

ECMWF. European Centre for Medium-Range Weather Forecasts, 2022. ERA5-Land: data documentation. Disponível: <https://confluence.ecmwf.int/display/CKB/ERA5-Land%3A+data+documentation>. Acesso: 15 dez. 2022.

Fan, S., Li, Y., 2023. Potential deterioration of ozone pollution in coastal areas caused by marine-emitted halogens: A case study in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area. *Science of the Total Environment* [online] 860. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160456>. Acesso: 11 fev. 2023.

Guo, W., Yang, Y., Chen, Q., Zhu, Y., Zhang, Y., Zhang, Y., Liu, Y., Li, G., Sun, W., She, J., 2022a. Chemical reactivity of volatile organic compounds and their effects on ozone formation in a petrochemical industrial area of Lanzhou, Western China. *Science of the Total Environment* [online] 839. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155901>. Acesso: 10 fev. 2023.

Guo, Q., Wu, D., Yu, C., Wang, T., Ji, M., Wang, X., 2022b. Impacts of meteorological parameters on the occurrence of air pollution episodes in the Sichuan basin. *Journal of Environmental Sciences* [online] 114. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.09.006>. Acesso: 17 jan. 2023.

Han, L., Zhou, W., Li, W., Qian, Y., 2022. Challenges in continuous air quality improvement: An insight from the contribution of the recent clean air actions in China. *Urban Climate* [online] 46. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2022.101328>. Acesso: 02 fev. 2023.

Hao, Y., Guo, Y., Li, S., Luo, S., Jiang, X., Shen, Z., Wu, H., 2022. Towards achieving the sustainable development goal of industry: How does industrial agglomeration affect air pollution? *Innovation and Green Development* [online] 1. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.igd.2022.100003>. Acesso: 10 fev. 2023.

Ho, C. C., Hung, S. C., Ho, W. C., 2021. Effects of short- and long-term exposure to atmospheric pollution on COVID-19 risk and fatality: analysis of the first epidemic wave in northern Italy. *Environmental Research* [online] 199. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111293>. Acesso: 15 set. 2021.

Hu, M., Wang, Y., Wang, S., Jiao, M., Huang, G., Xia, B., 2021. Spatial-temporal heterogeneity of air pollution and its relationship with meteorological factors in the Pearl River Delta, China. *Atmospheric Environment* [online] 254. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118415>. Acesso: 17 jan. 2023.

IEMA. Instituto de Energia e Meio Ambiente. Apenas dez estados brasileiros e Distrito Federal têm redes de monitoramento da qualidade do ar, segundo dados do IEMA. Publicado em setembro de 2021. Disponível: <https://energiaeambiente.org.br/apenas-dez-estados-brasileiros-e-distrito-federal-tem-redes-de-monitoramento-da-qualidade-do-ar-segundo-dados-do-iema-20210929>. Acesso: 29 mai. 2022.

IEMA. Instituto de Energia e Meio Ambiente. Plataforma da Qualidade do Ar. Disponível: <http://energiaeambiente.org.br/qualidadedoar>. Acesso: 19 jan. 2023.

Kwon, Y., 2022. High-resolution spatial distribution of marine vessel emission and its significance in sustainable port air quality management: A case study of Port of Incheon. *Ocean Engineering* [online] 258. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2022.111799>. Acesso: 12 fev. 2023.

Liao, Y., Sun, J., Qian, Z. (Min), Mei, S., Li, Y., Lu, Y., Mcmillin, S. E., Lin, H., Lang, L., 2020. Modification by seasonal influenza and season on the association between ambient air pollution and child respiratory diseases in Shenzhen, China. *Atmospheric Environment* [online] 234. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117621>. Acesso: 11 dez. 2021.

Lin, Y. C., Lai, C. Y., Chu, C. P., 2021. Air pollution diffusion simulation and seasonal spatial risk analysis for industrial areas. *Environmental Research* [online] 194. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110693>. Acesso: 10 fev. 2023.

Maleki, M., Anvari, E., Hopke, P. K., Noorimotlagh, Z., Mirzaee, S. A., 2021. An update systematic review on the association between atmospheric particulate matter pollution and prevalence of SARS-CoV-2. *Environmental Research* [online] 195. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110898>. Acesso: 15 set. 2021.

MMA. Ministério do Meio Ambiente, 2019. Guia técnico para o monitoramento e avaliação da qualidade do ar. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Qualidade Ambiental. Departamento de Qualidade Ambiental e Gestão de Resíduos. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/aceso-a-informacao/acoes->



[e-programas/agendaambientalurbana/ar-puro/GuiaTecnicoParaQualidadedoAr.pdf](#). Acesso em: 10 mar. 2023.

Mu, J., Zhang, Y., Xia, Z., Fan, G., Zhao, M., Sun, X., Liu, Y., Chen, T., Shen, H., Zhang, Z., Zhang, H., Pan, G., Wang, W., Xue, L., 2023. Two-year online measurements of volatile organic compounds (VOCs) at four sites in a Chinese city: Significant impact of petrochemical industry. *Science of the Total Environment* [online] 858. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159951>. Acesso: 10 fev. 2023.

Nunes, L. S. do E. S., 2017. Avaliação do impacto de emissões de fontes de poluentes atmosféricos sobre a qualidade do ar: Estudo de caso no Porto de Suape – PE. Tese (Doutorado). Recife, Universidade Federal de Pernambuco.

Oliveira, M. L. M. de, Lopes, M. H. P. S., Policarpo, N. A., Alves, C. M. A. da C., Araújo, R. dos S., Cavalcante, F. S. A., 2019. Avaliação de poluentes do ar em áreas de recreação urbana da cidade de Fortaleza. *Revista Brasileira de Gestão Urbana* [online] 11. Disponível: <https://doi.org/10.1590/2175-3369.011.e20180187>. Acesso: 09 fev. 2023.

ONU. Organização das Nações Unidas, 2021. Confirma 5 gases poluentes que respiramos todos os dias. Disponível: <https://news.un.org/pt/story/2021/11/1769162>. Acesso: 08 mar. 2023.

Park, G. Y., 2022. Emissions analysis of the Port Drayage Truck Replacement Program and local air quality: The case of the Port of New York and New Jersey. *Case Studies on Transport Policy* [online] 10. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.cstp.2022.05.004>. Acesso em 12 fev. 2023.

Requia, W. J., Roig, H. L., Schwartz, J. D., 2021. Schools exposure to air pollution sources in Brazil: A nationwide assessment of more than 180 thousand schools. *Science of the Total Environment* [online] 763. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143027>. Acesso: 06 jan. 2023.

Requia, W. J., Saenger, C. C., Cicerelli, R. E., Abreu, L. M. de, Cruvinel, V. R. N., 2022. Air quality around schools and school-level academic performance in Brazil. *Atmospheric Environment* [online] 279. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119125>. Acesso: 06 jan. 2023.

Requia, W. J., Vicedo-Cabrera, A. M., Amini, H., Silva, G. L. da, Schwartz, J. D., Koutrakis, P., 2023. Short-term air pollution exposure and hospital admissions for cardiorespiratory diseases in Brazil: A nationwide time-series study between 2008 and 2018. *Environmental Research* [online] 217. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114794>. Acesso: 06 jan. 2023.

Rocha, R., Sant'Anna, A. A., 2022. Winds of fire and smoke: Air pollution and health in the Brazilian Amazon. *World Development* [online] 151. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2021.105722>. Acesso: 06 jan. 2023.

Seibert, O. G., Pinto, W. de P., Monte, E. Z., 2022. Índice de poluição atmosférica: uma proposta baseada em dados secundários para avaliação da qualidade do ar. *Engenharia Sanitária e Ambiental* [online] 27. Disponível: <https://doi.org/10.1590/S1413-415220210321>. Acesso: 09 fev. 2023.

Song, S. K., Shon, Z. H., Moon, S. H., Lee, T. H., Kim, H. S., Kang, S. H., Park, G. H., Yoo, E. C., 2022. Impact of international Maritime Organization 2020 sulfur content regulations on port air quality at international hub port. *Journal of Cleaner Production* [online] 347. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131298>. Acesso: 09 mar. 2023.

Tavella, R. A., Moraes, N. G. da R., Aick, C. D. M., Ramires, P. F., Pereira, N., Soares, A. G., Silva Júnior, F. M. R. da, 2023. Weekend effect of air pollutants in small and medium-sized cities: The role of policies stringency to COVID-19 containment. *Atmospheric Pollution Research* [online] 14. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.apr.2023.101662>. Acesso: 07 fev. 2023.

Toscano, D., Murena, F., Quaranta, F., Mocerino, L., 2021. Assessment of the impact of ship emissions on air quality based on a complete annual emission inventory using AIS data for the port of Naples. *Ocean Engineering* [online] 232. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2021.109166>. Acesso: 12 fev. 2023.

Tsai, I. C., Lee, C. Y., Lung, S. C. C., Su, C. W., 2021. Characterization of the vehicle emissions in the Greater Taipei Area through vision-based traffic analysis system and its impacts on urban air quality. *Science of the Total Environment* [online] 782. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146571>. Acesso: 08 fev. 2023.

Vormittag, E. da M. P. A. de A., Cirqueira, S. S. R., Wicher Neto, H., Saldiva, P. H. N., 2021. Análise do monitoramento da qualidade do ar no Brasil. *Estudos Avançados* [online] 35. Disponível: <https://doi.org/10.1590/s0103-4014.2021.35102.002>. Acesso: 20 jan. 2023.

Will, R., Hirota, M., Chaffe, P. L. B., Santos, O. N. dos, Hoinaski, L., 2022. Socioeconomic development role in hospitalization related to air pollution and meteorology: A study case in southern Brazil. *Science of the Total Environment* [online] 826. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154063>. Acesso: 06 jan. 2023.

Zhang, J., Zhang, S., Wang, Y., Bao, S., Yang, D., Xu, H., Wu, R., Wang, R., Yan, M., Wu, Y., Hao, J., 2021. Air quality improvement via modal shift: Assessment of rail-water-port integrated system planning in Shenzhen, China. *Science of the Total Environment* [online] 791. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148158>. Acesso em: 12 fev. 2023.

Zhang, Y., Zhou, R., Chen, J., Rangel-Buitrago, N., 2022. The effectiveness of emission control policies in regulating air pollution over coastal ports of China: Spatiotemporal variations of NO<sub>2</sub> and SO<sub>2</sub>. *Ocean and Coastal Management* [online] 219. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2022.106064>. Acesso: 09 mar. 2023.

Zhou, L., Li, M., Cheng, C., Zhou, Z., Nian, H., Tang, R., Chan, C. K., 2022. Real-time chemical characterization of single ambient particles at a port city in Chinese domestic emission control area – Impacts of ship emissions on urban air quality. *Science of the Total Environment* [online] 819. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153117>. Acesso: 12 fev. 2023.

Zou, Y., Charlesworth E., Yin, C. Q., Yan, X. L., Deng, X. J., Li, F., 2019. The weekday/weekend ozone differences induced by the emissions change during summer and autumn in Guangzhou, China. *Atmospheric Environment* [online] 199. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.11.019>. Acesso: 08 fev. 2023.

## CAPÍTULO 2

### USO DE SISTEMA DE MODELAGEM ATMOSFÉRICA NA IDENTIFICAÇÃO DE POSSÍVEIS FONTES DE POLUIÇÃO

#### USE OF ATMOSPHERIC MODELING SYSTEM TO IDENTIFY POSSIBLE SOURCES OF POLLUTION

#### RESUMO

O aumento da industrialização faz com que episódios críticos de degradação da qualidade do ar se tornem cada vez mais comuns. Em Pernambuco, casos semelhantes podem ser observados nas imediações do Complexo Industrial Portuário de Suape, tendo sido constatado que, entre os anos de 2017 e 2021, o O<sub>3</sub> foi o poluente que mais excedeu o padrão final (PF) estabelecido em legislação nacional (100 µg/m<sup>3</sup>). Diante disso, este trabalho teve como objetivo identificar as possíveis fontes emissoras durante os episódios críticos de poluição. Para isso, trajetórias do tipo *backward* associadas à *cluster analysis* foram calculadas a partir do modelo atmosférico Hysplit. Através das simulações realizadas, foi observado que 89% das trajetórias dos dias com ultrapassagem do PF tiveram origem no oceano, indicando a possibilidade de que o NO<sub>x</sub> emitido pelos navios que trafegam na costa seja convertido em O<sub>3</sub> ainda no oceano e levado ao continente pelo vento. Os outros 11% foram advindos de áreas onde são desenvolvidas atividades portuárias e industriais, indicando a possibilidade de o ozônio também ter como precursores os COVs emitidos pelas petroquímicas. Estes resultados demonstram que sistemas de modelagem podem ser utilizados de forma satisfatória no monitoramento da qualidade do ar, contribuindo no apoio à tomada de decisão pelo poder público.

**Palavras-chave:** Ozônio; Hysplit; *Cluster Analysis*.

#### ABSTRACT

The increase in industrialization makes critical episodes of air quality degradation become more and more common. In Pernambuco, similar cases can be observed in the vicinity of the Suape Industrial Port Complex, where it was found that, between 2017 and 2021, O<sub>3</sub> was the pollutant that most exceeded the final standard established in national legislation (100 µg/m<sup>3</sup>). Therefore, this work aimed to identify the possible emission sources during critical episodes of pollution. For this purpose, backward trajectories associated with cluster analysis were calculated using the Hysplit atmospheric model. Through the simulations carried out, it was observed that 89% of the trajectories that exceeded the final standard originated in the ocean, indicating the possibility that the NO<sub>x</sub> emitted by ships traveling on the coast is converted into O<sub>3</sub> still in the ocean and taken inland by the wind. The other 11% came from areas where port and industrial activities are carried out, indicating the possibility that ozone also has VOCs emitted by petrochemicals as precursors. These results demonstrate that modeling systems can be used satisfactorily in monitoring air quality, contributing to support decision-making by public authorities.

**Key-words:** Ozone; Hysplit; Cluster Analysis.

## 1. INTRODUÇÃO

A Revolução Industrial foi responsável por grandes mudanças na produção de bens e insumos e na oferta de serviços. Consequentemente, maiores impactos ambientais foram observados, visto que, embora o crescimento do setor industrial seja fundamental para a economia, é também importante contribuinte na emissão de poluentes atmosféricos (LAN et al., 2023). Além da emissão direta a partir das atividades antrópicas, o aumento na urbanização leva também a riscos de perdas na vegetação natural, causando danos significativos na qualidade do ar (PRAKASAM; ARAVINTH; NAGARAJAN, 2022).

A velocidade do crescimento da industrialização tem produzido emissões ainda mais evidentes, principalmente quando há concentrações de várias indústrias em um mesmo local. Este aglomerado de indústrias forma parques ou complexos industriais que podem abranger desde empreendimentos de diversos segmentos até empresas que possuam atividades semelhantes, como as indústrias químicas e petroquímicas. O iminente impacto que estes empreendimentos podem causar ao meio ambiente e à saúde humana resulta em maior atenção ao monitoramento, controle e segurança do entorno (YANG; CHEN, 2022). No entanto, cada cidade possui organização industrial diferente, fazendo com que as concentrações dos poluentes sejam afetadas e mudem de acordo com as características locais (SUN et al., 2020).

Em Pernambuco, está localizado o Complexo Industrial Portuário Governador Eraldo Gueiros, mais conhecido como Complexo Industrial Portuário de Suape (CIPS), que abriga diversas indústrias dos mais variados segmentos e o Porto de Suape. Dentre as atividades desenvolvidas no CIPS, possuem destaque a Refinaria Abreu e Lima, a Petroquímica Suape e o Porto de Suape. Isto porque indústrias petroquímicas são potenciais fontes emissoras de diversos tipos de contaminantes, como compostos orgânicos voláteis (COVs), materiais particulados (MP), monóxido e dióxido de carbono (CO e CO<sub>2</sub>), óxidos de enxofre (SO<sub>x</sub>) e óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>) (LIN et al., 2021). Já os portos emitem contaminantes tanto a partir dos navios que estão ancorados ou transitam na costa, quanto de atividades desenvolvidas no próprio porto, como carga e descarga de produtos, uso de caminhões, guindastes e reboques. Outro ponto relevante e que pode alterar o comportamento das emissões de contaminantes é o tipo das embarcações, que incluem os navios cargueiros e tanques. Dentre os principais poluentes que estão atrelados às atividades portuárias estão MP<sub>2,5</sub>, MP<sub>10</sub>, SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub> e ozônio (O<sub>3</sub>) (LEDOUX et al., 2018; SIM; PARK; BAE, 2022; MUELLER; WESTERBY; NIEUWENHUIJSEN, 2023).

Por ser um poluente secundário formado através de reações fotoquímicas, o O<sub>3</sub> não é emitido diretamente a partir das fontes citadas. No entanto, sua formação está ligada aos poluentes primários precursores NO<sub>x</sub> e COV, condições meteorológicas locais e transporte aéreo, entre outros fatores,

que, além de determinar a produção do O<sub>3</sub>, são fundamentais na perda, transformação e distribuição espacial (WANG et al., 2022a). Quando as condições meteorológicas são favoráveis e há quantidade suficiente de poluentes primários no meio, existe uma tendência à geração de reações fotoquímicas, resultando na formação do ozônio troposférico (SONG et al., 2018). Além disso, o processo de formação do O<sub>3</sub> pode ser sensível ou limitado pelo COV ou NO<sub>x</sub>. Ou seja, quando é sensível a um destes contaminantes, sua produção é influenciada por este e, assim, a concentração no meio é maior. Já quando é limitada por algum desses poluentes, sua formação irá depender da presença do mesmo. Dessa forma, quando há a redução na produção do poluente primário, haverá também a redução na do ozônio (SONG et al., 2021; QU et al., 2023).

Embora este contaminante desempenhe papel fundamental na estratosfera ao filtrar a radiação ultravioleta e proteger a vida no planeta, sua formação na troposfera pode ser devastadora. Estudos apontam que a exposição ao ozônio troposférico pode estar ligada a diversos efeitos adversos na saúde humana (CHIQUETTO et al., 2019; GOMES et al., 2019; ROVIRA; DOMINGO; SCHUHMACHER, 2020; WANG et al., 2022b), além de também apresentar consequências sociais e econômicas, como as associadas à produtividade agrícola. Isso ocorre porque a presença do O<sub>3</sub> pode levar a perdas e diminuição do crescimento nas plantações, fazendo com que haja redução nas colheitas e repercutindo na segurança alimentar (DONG; WANG, 2023; QI et al., 2023).

Diante da problemática apresentada, torna-se evidente a necessidade de monitorar o comportamento do O<sub>3</sub> de forma que os impactos causados por este contaminante sejam reduzidos. Realizar o monitoramento para prever, controlar e mitigar eventos que venham a comprometer a qualidade do ar é questão de saúde pública e ambiental e, por isso, é necessário que a gestão pública esteja à frente da tomada de decisão. No Brasil, a legislação que define os padrões de emissão dos poluentes atmosféricos é a Resolução Conama nº 491 (CONAMA, 2018), mesmos padrões seguidos a nível estadual em Pernambuco.

No entanto, há considerável escassez de estações de monitoramento da qualidade do ar no país (REQUIA; ROIG; SCHWARTZ, 2021), tornando necessária a busca por alternativas de metodologias que possam ser empregadas no auxílio a tomada de decisão. Uma opção para alcançar esse objetivo é através de sistemas de modelagem, que vêm sendo utilizados ampla e globalmente ao longo das décadas através de diversas aplicações e apresentando resultados positivos, como é o caso dos estudos conduzidos por Casciaro, Cavaiola e Mazzino (2022), Silveira, Ferreira e Miranda (2023) e Wu et al. (2023). Um dos modelos atmosféricos com alto índice de aplicação é o Hysplit (*Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory*), que permite analisar o comportamento do poluente a partir da fonte emissora, buscar a possível origem da poluição que atinge determinado local e caracterizar o comportamento de trajetórias do ar através de análises de agrupamento (*cluster analysis*). As análises realizadas com o Hysplit podem ser feitas tanto para eventos naturais (IRAJI

et al., 2021; GHOSH et al., 2023) quanto para eventos de poluição associados a atividades antropogênicas (CHEN et al., 2013; FRANZIN et al., 2020; BOLAÑO-TRUYOL et al., 2022). Além disso, é um modelo de uso aberto e gratuito, facilitando o acesso e aplicação.

## **2. OBJETIVOS**

Este trabalho teve como objetivo analisar os dados de cinco estações de monitoramento localizadas no CIPS, na Região Metropolitana do Recife, no período de 2017 a 2021, e, através do modelo atmosférico Hysplit, identificar as possíveis fontes poluidoras em situações nas quais há ultrapassagem dos valores estabelecidos em legislação.

## **3. METODOLOGIA**

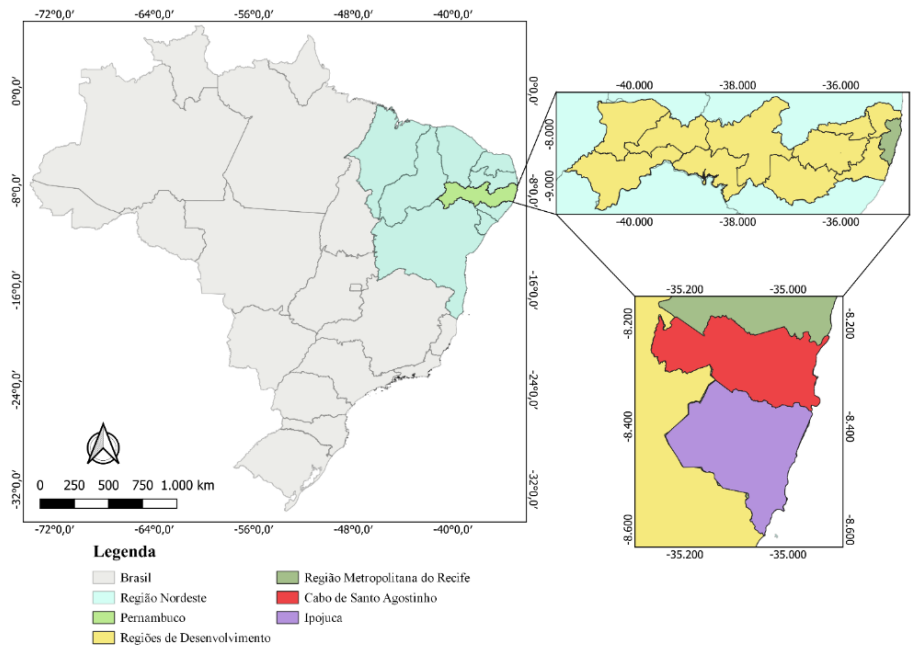
### **3.1 Local de estudo**

Em junho de 2023, o estado de Pernambuco contava com seis estações automáticas de monitoramento, sendo cinco ativas e uma desativada. No entanto, a mais recente destas, a Estação Suape, teve as atividades iniciadas no ano de 2022 e, portanto, não possuía dados disponíveis no momento desta pesquisa. Dessa forma, apenas as outras cinco Estações – CPRH, Cupe, Gaibu, IFPE e Ipojuca – foram analisadas durante o período de 2017, ano com os primeiros dados disponíveis, até 2021, último ano com informações divulgadas. Com exceção das Estações Gaibu, que foi desativada no primeiro semestre de 2020, e Cupe, cujas atividades tiveram início no segundo semestre deste mesmo ano, todas as estações possuem dados para os cinco anos observados.

As estações citadas estão localizadas na Região Metropolitana do Recife (RMR) e, dentre as cinco estudadas, duas estão no município de Cabo de Santo Agostinho e três no município de Ipojuca (Figura 1). O município de Cabo de Santo Agostinho tem área territorial de 445,386 km<sup>2</sup>, área urbanizada de 43,47 km<sup>2</sup> e, em 2021, possuía população estimada em 210.796 habitantes. Já o município de Ipojuca, que em 2021 possuía população estimada em 99.101 habitantes, tem área territorial de 521,801 km<sup>2</sup> e área urbanizada de 29,39 km<sup>2</sup>. Ambos fazem parte do Arranjo Populacional do Recife, que, segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), são arranjos que ocorrem quando municípios são muito integrados entre si e acabam por constituir apenas uma Cidade para fins de hierarquia urbana. Além disso, ambos estão inseridos no bioma de Mata Atlântica e pertencem ao Sistema Costeiro-Marinheiro (IBGE, 2023a; 2023b).

As cidades de Cabo de Santo Agostinho e Ipojuca possuem características semelhantes quanto às atividades econômicas, sendo as principais destas o potencial turístico de suas praias, atividades industriais do Complexo Industrial Portuário de Suape (CIPS) e produção a partir da cana de açúcar

por vários engenhos e usinas (MORETTI; COX, 2016; CARDOSO; SILVA; LIMA, 2021). As oportunidades de emprego locais estimulam a migração de trabalhadores de outras cidades e estados (CARDOSO; SILVA; LIMA, 2021) e o potencial turístico atrai pessoas de todo o mundo, contribuindo para o aumento da urbanização (SIQUEIRA et al., 2021). O aumento da urbanização e as inúmeras atividades econômicas desenvolvidas, por sua vez, são potenciais fontes de poluição e determinantes na degradação do meio.



**Figura 1 – Localização dos municípios de Cabo de Santo Agostinho e Ipojuca**

Fonte: Os Autores (2023)

O CIPS, que foi instituído em 1979 e atualmente é administrado pela estatal Complexo Industrial Portuário Governador Eraldo Gueiros, vinculada à Secretaria de Desenvolvimento Econômico de Pernambuco (CARDOSO; SILVA; LIMA, 2021), está localizado a aproximadamente 40km ao sul de Recife em uma área que abrange tanto Cabo de Santo Agostinho quanto Ipojuca (OLIVEIRA et al., 2021) e que costumava ser ocupada por engenhos ligados a operações de produção de cana de açúcar (MORETTI; COX, 2016).

Todas as estações de monitoramento da qualidade do ar estão localizadas próximas ao CIPS, cujas atividades incluem o Porto de Suape e 84 empresas de diversas atuações, como indústrias alimentícias, químicas, farmacêuticas, de granéis líquidos e gasosos e petroquímicas, como a Petroquímica Suape e a Refinaria Abreu e Lima (RNEST) (SUAPE, 2023). A rede de monitoramento da qualidade do ar é mantida pela Petrobrás como parte das exigências para concessão da Licença de Operação da RNEST pelo órgão de controle e fiscalização ambiental do estado, a Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH, 2023). Os poluentes monitorados pela rede são o CO, o MP<sub>10</sub>, o NO<sub>2</sub>, o O<sub>3</sub> e o SO<sub>2</sub>, e os critérios de avaliação para verificar se houve a ocorrência de ultrapassagem de valores

considerados maléficis à saúde e ao meio ambiente utilizados neste estudo foram os padrões finais (PF) de emissão estabelecidos na Resolução nº 491 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2018) (Tabela 1). Nesta resolução, fica estabelecido que para o CO e o O<sub>3</sub>, deverão ser observadas as máximas médias móveis diárias calculadas a cada 8h, para o MP<sub>10</sub> e o SO<sub>2</sub>, as médias diárias, e para o NO<sub>2</sub>, as médias horárias.

**Tabela 1 – Padrões nacionais de qualidade do ar. PI – Padrão Intermediário; PF – Padrão Final**

Poluente	Período de referência	PI-1	PI-2	PI-3	PF
CO (ppm)	8 horas	---	---	---	9
MP <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	24 horas	120	100	75	50
NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	1 hora	260	240	220	200
O <sub>3</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	8 horas	140	130	120	100
SO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	24 horas	125	50	30	20

Fonte: Adaptado do Conama (2018)

No entanto, apesar do critério para o CO e o O<sub>3</sub> considerar apenas a máxima média móvel diária, este estudo optou por analisar todas as médias móveis, de forma que pudessem ser observadas quantas vezes a concentração limite foi excedida. Levando em consideração todas as ultrapassagens ocorridas em todas as cinco estações analisadas, foi possível verificar que o O<sub>3</sub> foi o poluente que mais excedeu o valor limite estabelecido pelo Conama (Tabela 2), sendo todas estas na Estação Cupe – a estação com menor tempo de operação dentre as estudadas. A partir desta constatação e da quantidade significativamente inferior de ultrapassagens pelos demais poluentes, optou-se por analisar o comportamento do O<sub>3</sub> na rede de monitoramento, bem como a variação das concentrações em situações de extrapolação dos limites estabelecidos em legislação e as principais trajetórias do ar nestas situações.

**Tabela 2 – Quantidade de ultrapassagens por poluente de 2017 a 2021**

	CO	MP <sub>10</sub>	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	SO <sub>2</sub>
<b>CPRH</b>	6	4	---	---	4
<b>Cupe</b>	---	5	---	214	8
<b>Gaibu</b>	---	110	---	---	---
<b>IFPE</b>	---	11	1	---	4
<b>Ipojuca</b>	---	2	---	---	43
<b>Total</b>	<b>6</b>	<b>132</b>	<b>1</b>	<b>214</b>	<b>59</b>

Fonte: Os Autores (2023)

### 3.2 Simulações de trajetória *backward* e *cluster analysis*

O uso de modelos matemáticos para estudar as características da qualidade do ar é um método bastante difundido que permite, entre outras funcionalidades, observar padrões de trajetória, transmissão e difusão de partículas, possibilitando melhor compreensão sobre episódios de poluição



do ar, incluindo desde tempestades de areia (IRAJI et al., 2021) até elementos radioativos (GUTIÉRREZ-ÁLVAREZ et al., 2019).

Para analisar o comportamento das principais trajetórias do ar nos momentos de ultrapassagem do O<sub>3</sub>, utilizou-se do modelo Hysplit (*Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory*), modelo atmosférico matemático híbrido que usa de abordagem Lagrangiana e Euleriana para calcular simulações de trajetória, dispersão e concentração de poluentes no ar (STEIN et al., 2015). A versão utilizada foi a 5.2.1 não-registrada para computador e disponibilizada pelo sistema READY (*Real-time Environmental Applications and Display sYstem*) do *Air Resources Laboratory* (ARL) da NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*). O modelo em questão permite que sejam calculadas trajetórias do tipo *forward* e *backward*. A trajetória *forward* identifica o comportamento de parcelas de ar a partir de um ponto de origem simulado, enquanto a trajetória *backward* detecta o caminho da origem da parcela de ar detectada em um determinado ponto e com isso, relacionar com fontes emissoras que podem estar a longas distâncias (FRANZIN et al., 2020).

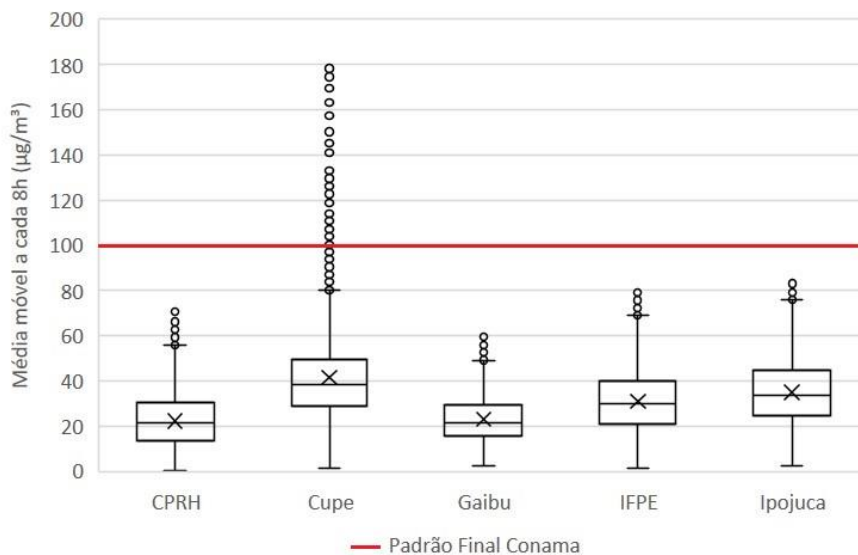
Outra funcionalidade apresentada pelo Hysplit e utilizada no estudo é o método de *cluster analysis*, ou análise de agrupamento, que consiste em uma técnica analítica cujo objetivo é criar subgrupos relevantes de elementos que possuam características semelhantes entre si e divergentes dos demais (HAIR JR. et al., 2010). Uma das técnicas utilizadas neste método e aplicada no Hysplit (KASPAROGLU; INCECIK; TOPCU, 2018) é o *k-means*, cujo cálculo consiste na iteração de grupos de elementos até que os elementos em cada grupo atinjam as características citadas, resultando na quantidade final de *clusters* (GUTIÉRREZ-ÁLVAREZ et al., 2019). No entanto, apesar de aplicar este método para sugerir a quantidade de agrupamentos, o modelo permite que o usuário escolha o número de grupos a serem empregados na análise e com isso relacionar com circulações atmosféricas específicas da região.

Para executar o cálculo das trajetórias e da *cluster analysis* utilizou-se da base de dados meteorológicos global GDAS (*Global Data Assimilation System*) com resolução espacial de 1.0° e informações disponíveis desde o ano de 2005 através de arquivos semanais (KHAIRULLAH; EFFENDY; MAKMUR, 2017; DRAXLER et al., 2022). Na execução do modelo de trajetória, optou-se pelo tipo *backward*, pela Estação Cupe como ponto receptor, com latitude -8,3996° e longitude -35,0398°, tempo de análise de 1h e altitude acima do nível do solo de 10m. Para execução da *cluster analysis*, escolheu-se utilizar cinco agrupamentos, de forma que os *clusters* apresentassem comportamentos diferentes e quantidades de trajetórias que não fossem muito discrepantes entre si, permitindo, assim, que houvesse melhor distribuição das trajetórias. Este critério é semelhante ao adotado por Gutiérrez-Álvarez et al. (2019).

#### 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em cidades costeiras ao longo do mundo, principalmente nas que possuem atividades industriais e portuárias, o O<sub>3</sub> pode ser o maior contaminante a afetar a qualidade do ar. Isso pode ocorrer devido ao rápido desenvolvimento econômico e industrial e às condições meteorológicas de cada local, que poderá fazer com que a formação do ozônio seja sensível a NO<sub>x</sub> ou COV a depender da época do ano (CHEN et al., 2023) e das atividades desenvolvidas.

Ao aplicar o critério de representatividade e calcular a quantidade de vezes que cada poluente ultrapassou os PF estabelecidos em legislação pelo Conama (2018) nas estações de qualidade do ar analisadas, foi possível verificar que o O<sub>3</sub> foi o contaminante com maior número de casos que extrapolaram esse limite (Tabela 2). Através do uso de boxplot, o comportamento deste poluente para todas as estações estudadas foi analisado (Figura 2).



**Figura 2 – Boxplot das médias móveis das concentrações horárias do O<sub>3</sub> de 2017 a 2021 por Estação de monitoramento. Linha vermelha representa o valor limite estabelecido pelo Conama.**

Fonte: Os Autores (2023)

Ao examinar o boxplot, é possível perceber que para todas as estações, o O<sub>3</sub> apresenta comportamento semelhante quanto à simetria. O mesmo acontece para a dispersão, com exceção da Estação Gaibu, que possui menor diferença entre os valores do primeiro e terceiro quartis (13,34 µg/m<sup>3</sup>). Já com relação às medianas, as Estações CPRH e Gaibu possuem valores semelhantes, próximos de 20 µg/m<sup>3</sup>; as Estações IFPE e Ipojuca, por sua vez, se aproximam de 30 e 34 µg/m<sup>3</sup>, respectivamente; enquanto a Estação Cupe possui valor aproximado em 38 µg/m<sup>3</sup>, sendo a estação que apresenta maior mediana.

No que diz respeito aos *outliers*, estes podem ser observados em todas as estações, com 5, 24, 4, 4 e 3 nas Estações CPRH, Cupe, Gaibu, IFPE e Ipojuca, respectivamente. Ao analisá-los, é possível

observar que a Gaibu foi a única que não apresentou concentrações acima de  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e a CPRH foi a segunda a apresentar menores concentrações, com valor máximo aproximado de  $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . As estações IFPE e Ipojuca, por sua vez, apresentaram valores mais próximos do PF, com concentrações aproximadas em  $79$  e  $83 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente. Já a Cupe foi a que apresentou maior quantidade de *outliers*, sendo a única a exceder a concentração média de  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , limite estabelecido como PF pela legislação para o  $\text{O}_3$ .

Além disso, é possível observar também que, embora seja a estação com menor quantidade de dados (10.386 médias horárias), visto que teve suas atividades iniciadas apenas no segundo semestre de 2020, a Estação Cupe é a que possui maior amplitude das médias móveis, com valor aproximado de  $79 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . As médias das concentrações médias móveis de 8h foram  $22,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $41,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $31,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $35,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para as Estações CPRH, Cupe, Gaibu, IFPE e Ipojuca, respectivamente. Através dos *outliers*, observou-se que as concentrações médias máximas foram de  $70,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $179,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $59,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $79,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $83 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ; e, pelos limites inferiores, que as mínimas foram de  $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , para as Estações CPRH, Cupe, Gaibu, IFPE e Ipojuca, respectivamente.

Em outros lugares do Brasil, esses valores podem variar, apresentando concentrações semelhantes ou discrepantes. Em estudo realizado no distrito industrial de Maracanaú, região metropolitana de Fortaleza, no estado do Ceará, que possui aproximadamente 2 mil indústrias de setores diversos, foi observado que, para o período analisado, a concentração média do  $\text{O}_3$  para períodos de 8h foi de  $38,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , enquanto a máxima e mínima foi de  $48,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $27,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente (LIMA et al., 2020). A concentração média encontrada em Maracanaú possui valor semelhante à observada nas Estações Cupe e Ipojuca, com diferença de aproximadamente de  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para menos e para mais, respectivamente. Já a concentração máxima registrada é cerca de  $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$  menor do que a observada na Estação Gaibu, valor mais próximo encontrado. A mínima, por sua vez, possui valor bem diferente de todas, com diferença mínima de  $25,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Em São Gonçalo do Amarante, que abriga parte do Complexo Industrial do Pecém, também parte da região metropolitana de Fortaleza, no Ceará, observou-se concentração média de  $79,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , máxima de  $122,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e mínima de  $55,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Este Complexo possui indústrias siderúrgicas, termelétricas, refinarias e diversas outras, além de, junto com Complexo Portuário do Pecém, formar o Complexo Industrial Portuário do Pecém (FERREIRA JÚNIOR et al., 2020). Todas as concentrações observadas por estes autores diferem das registradas nas Estações analisadas no presente estudo. A menor diferença para a concentração média foi de aproximadamente  $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e para a máxima, de aproximadamente  $57 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , ambas na Estação Cupe. Já para a concentração mínima, a menor diferença foi de cerca de  $53 \mu\text{g}/\text{m}^3$  nas Estações Gaibu e Ipojuca.

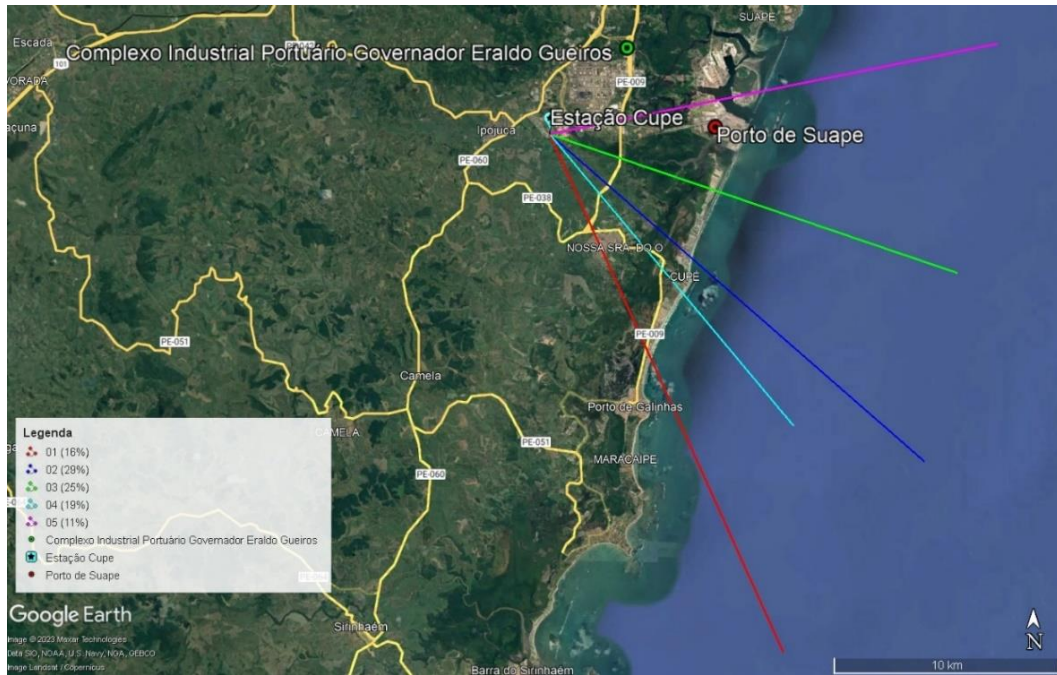
Já na cidade de Santos, no estado de São Paulo, foram analisados episódios de poluição provenientes do tráfego de veículos e de atividades portuárias, tendo sido observadas as concentrações média de  $45,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , máxima de  $138,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e mínima de  $2,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (GUEDES et al., 2021). A concentração média verificada em Santos é semelhante à observada na Estação Cupe, apresentando cerca de  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a mais. A máxima difere das registradas em todas as estações, possuindo valor mais próximo a da Estação Cupe, com aproximadamente  $42 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a menos. Já a concentração mínima possui valor aproximado à todas as estações, em especial à Gaibu e Ipojuca.

O Relatório da Qualidade do Ar no Estado de São Paulo de 2021, por sua vez, apresenta episódios de altas concentrações de ozônio na segunda quinzena de agosto e em todo mês de setembro tanto na Região Metropolitana (RMSP) quanto no interior e litoral do estado através de concentrações máximas diárias em médias de 8h. Para a RMSP, a menor concentração observada foi de  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  no dia 17 de setembro de 2021 nas Estações Nossa Senhora do Ó e Pinheiros, enquanto a maior foi de  $187 \mu\text{g}/\text{m}^3$  no dia 04 de setembro de 2021 na Estação Cidade Universitária-USP-Ipen. Já para o interior e litoral, a menor concentração foi de  $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$  em 28 de agosto de 2021 na Estação Cubatão-Vale do Mogi e a máxima de  $168 \mu\text{g}/\text{m}^3$  no dia 29 de setembro de 2021 na Estação Americana (CETESB, 2022). As concentrações mínimas observadas pela CETESB diferem cerca de  $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (RMSP) e  $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (interior e litoral) para as observadas nas Estações Gaibu e Ipojuca. Já as máximas, diferem em aproximadamente  $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (RMSP) e  $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (interior e litoral) para a observada na Estação Cupe.

Para identificar a origem das parcelas de ar sobre a estação Cupe nos momentos de ultrapassagem do PF utilizou-se simulações de trajetórias do ar do tipo *backward* com 1h de antecedência desses horários e posteriormente analisado em conjunto através de *cluster analysis* (Figura 3). É possível observar que a maior parte das trajetórias (agrupamentos de 01 a 04, 89%) tem como origem áreas urbanas e o oceano, e a menor dessas (agrupamento 05, 11%), o CIPS, passando pelo oceano, Porto de Suape e áreas vizinhas a algumas indústrias, como a Petroquímica Suape e a RNEST.

É possível que este resultado seja diretamente influenciado pelos navios que trafegam na área com destino ou saída do Porto de Suape, visto que os motores a diesel marítimos podem emitir quantidades significativas de  $\text{NO}_x$  (DENG et al., 2021), elemento que pode dar origem ao poluente secundário  $\text{O}_3$  através de reações fotoquímicas. Além disso, indústrias petroquímicas também são potenciais fontes emissoras de  $\text{NO}_x$  e COV, contribuindo para a geração de ozônio troposférico (LU et al., 2023). Devido à baixa concentração de  $\text{NO}_2$  medida pelas estações de monitoramento, principalmente na Estação Cupe (Figura 4), é possível que o ozônio formado próximo à área do CIPS (agrupamento 05), principalmente nas imediações das petroquímicas, seja sensível aos COVs. Já para os originados a partir da área urbana e do oceano (agrupamentos de 01 a 04), é possível que sejam

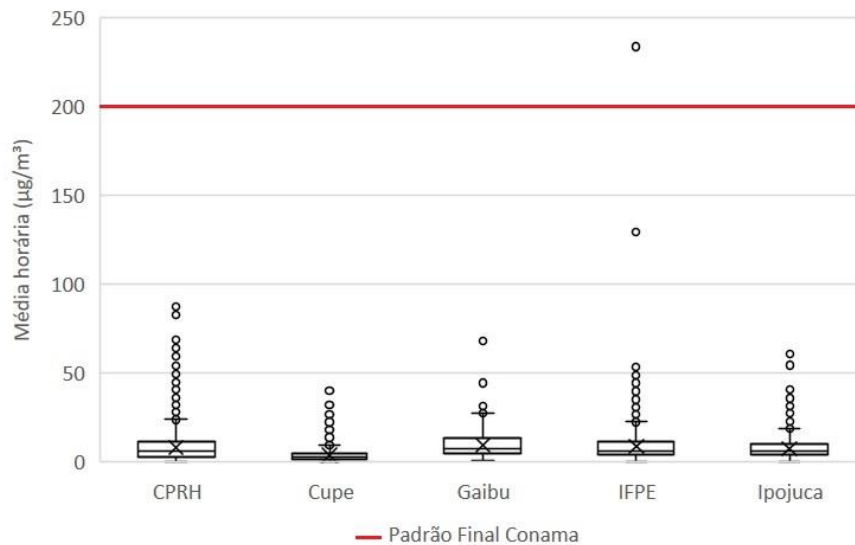
sensíveis ao  $\text{NO}_x$ , visto que a conversão na presença de radiação solar é rápida. Isso permite que a transformação ocorra próxima à fonte emissora, no oceano, e o  $\text{O}_3$  seja transportado pelo vento para o continente. Assim, os baixos valores de concentrações de  $\text{NO}_2$  observados podem estar atrelados tanto ao processo de conversão ocorrido distante da rede de monitoramento quanto a transformações sensíveis a COVs.



**Figura 3 – Cluster analysis com 5 membros das trajetórias do ar 1h backward nos momentos de ultrapassagem do PF pelo  $\text{O}_3$**

Fonte: Adaptada do Google Earth e do Hysplit (2023).

Estes resultados são semelhantes a outros estudos nos quais foram verificados que o nível de  $\text{NO}_x$  aumenta quando há grande quantidade de navios trafegando e que é possível que os poluentes emitidos permaneçam na rota, contribuindo para a formação do  $\text{O}_3$  ainda no oceano (SIM; PARK; BAE, 2022). Assim, em áreas com altas concentrações de navios, a transformação do ozônio pode ser fortemente controlada pelo  $\text{NO}_x$ , sendo produzido no oceano e levado ao continente de acordo com o regime dos ventos (WANG et al., 2019), visto que ambos os poluentes possuem alta capacidade de serem transportados por longas distâncias (WANG et al., 2023), causando episódios críticos de poluição. Já com relação aos complexos industriais, o tipo de empreendimento instalado no local é fator determinante no tipo de contaminante a ser emitido, podendo apresentar concentrações significativas de elementos como os COVs (CHOI et al., 2023), que, ao contrário do  $\text{NO}_x$ , possui baixa capacidade de transporte de longa distância e, assim, contribui para a formação do ozônio próximo à fonte emissora (WANG et al., 2023). A transformação do  $\text{O}_3$  a partir da sensibilidade ao COV é característica comum entre a maioria das cidades industrializadas (WANG et al., 2022a). Uma dessas indústrias, e presente na região do estudo, é a petroquímica, cujo processo de refino pode ser um dos maiores responsáveis pela emissão de COVs com alto potencial de formação de  $\text{O}_3$  (SHI et al., 2022).



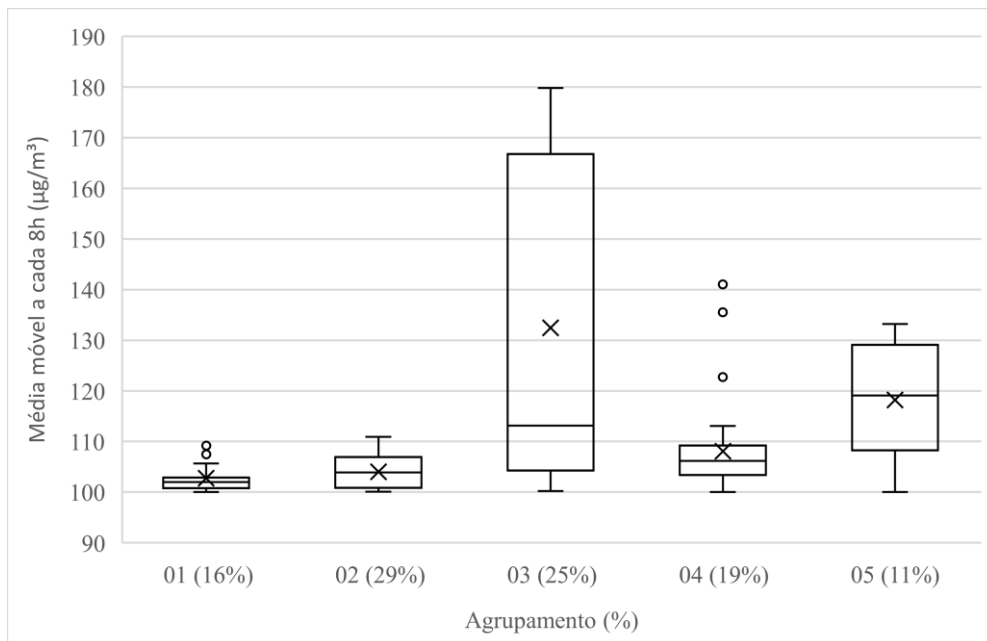
**Figura 4 – Boxplot das concentrações médias horárias do NO<sub>2</sub> de 2017 a 2021 por Estação de monitoramento. Linha vermelha representa o valor limite estabelecido pelo Conama**

Fonte: Os Autores (2023)

Com relação aos valores das concentrações excedentes do ozônio analisados através de boxplot (Figura 5), é possível observar que, embora o quinto agrupamento seja o que possui o menor número de trajetórias agrupadas (11%, 24 trajetórias), é o que possui a segunda maior amplitude de dados (20,9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), apresentando variação significativa nas concentrações médias, com limite superior de 133,2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e inferior de 100,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , e é quase simétrico. O sentido da trajetória deste agrupamento indica a possibilidade de que 11% dos casos de ultrapassagens do PF são provenientes de conversões a partir de poluentes primários emitidos através de atividades marítimas – seja por operações realizadas no Porto, seja pelas embarcações – e de atividades industriais – principalmente a partir das indústrias petroquímicas instaladas no CIPS. O terceiro agrupamento, por sua vez, é o segundo maior em quantidade de trajetórias (25%, 53 trajetórias), possui maior amplitude no conjunto de dados (62,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), é assimétrico positivo, com mediana (113,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) próxima ao primeiro quartil (104,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), e possui concentração limite superior de 179,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e inferior de 100,24  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . O sentido da trajetória deste agrupamento aponta que das 214 vezes em que o PF foi excedido, 53 vezes têm como possível origem o oceano, principalmente em área mais próxima ao Porto, sugerindo que os poluentes primários que dão origem ao O<sub>3</sub> estão atrelados às embarcações que chegam ou saem do Porto de Suape.

Embora o segundo agrupamento possua baixa amplitude (6,03  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), é o que possui maior quantidade de trajetórias (29%, 62 trajetórias), com mediana de 103,87  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , limite superior de 110,93  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e limite inferior de 100,88  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Os demais agrupamentos possuem baixas amplitudes, e o primeiro e o quarto apresentam dois (107,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e 109,2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) e três (122,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 135,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e 141  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) *outliers*, respectivamente. Assim como o Agrupamento 03, os Agrupamentos 01, 02 e

04 têm como origem da trajetória o oceano, indicando, mais uma vez, a possível contribuição do poluente primário  $\text{NO}_x$  a partir de emissões marítimas como precursor principal nos episódios críticos de poluição por ozônio. As médias das concentrações médias móveis de 8h para os casos de ultrapassagem foram  $102,75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $104,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $132,42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $108,08 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $118,18 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para os Agrupamentos 01, 02, 03, 04 e 05, respectivamente.



**Figura 5 – Boxplot das concentrações médias do  $\text{O}_3$  acima do PF separada por agrupamento**  
Fonte: Os Autores (2023)

É possível observar que, embora as estações de monitoramento estejam próximas umas das outras e monitorem os mesmos empreendimentos, os impactos na rede ocorreram de maneira distinta. Em grande escala, é provável que os diferentes cenários de emissão e de clima regionais dificultem a criação de medidas adequadas e eficientes a nível municipal (DING et al., 2023), evidenciando a necessidade de aplicar medidas de acordo com a realidade de cada local.

## 5. CONCLUSÃO

Com o aumento dos níveis de urbanização e industrialização, episódios críticos de degradação da qualidade do ar tem se tornado cada vez mais comuns. Em Pernambuco, casos semelhantes podem ser observados nas imediações do Complexo Industrial Portuário de Suape – único local do estado que possui rede de monitoramento da qualidade do ar. Através dos dados de monitoramento desta rede, observou-se que, entre os anos de 2017 e 2021, o  $\text{O}_3$  foi o poluente que mais excedeu o padrão final estabelecido em legislação nacional ( $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Por meio da *cluster analysis*, executada pelo modelo de trajetória e dispersão atmosférica Hysplit, observou-se que a maior parte das trajetórias do

ar (agrupamentos de 01 a 04, 89%) nos momentos de ultrapassagem são originadas no oceano, indicando a possibilidade desses contaminantes serem resultado de emissões a partir do tráfego de navios. Por sua vez, a menor delas (agrupamento 05, 11%) é advinda tanto de áreas onde são desenvolvidas atividades portuárias quanto industriais, tornando possível que esses contaminantes tenham como origem o Porto e indústrias petroquímicas, como a Refinaria Abreu e Lima e a Petroquímica Suape.

É possível que os navios que têm como destino o Porto de Suape emitam  $\text{NO}_x$  durante o trajeto e que, através de reações fotoquímicas, sejam convertidos em ozônio ainda no oceano, sendo transportado pelo vento para o continente. Além disso, há a possibilidade também de que outras atividades portuárias, como ancoragem e transporte de produtos, contribuam para episódios de poluição do ar. Já no que diz respeito às atividades industriais, é provável que o  $\text{O}_3$  tenha como poluente primário o COV, comumente emitido em indústrias petroquímicas.

Esses resultados evidenciam que o ozônio é um dos poluentes relacionados aos episódios mais críticos de poluição, cuja transformação depende não só da disponibilidade dos poluentes primários, mas também de condições meteorológicas adequadas. Isso significa que, para que medidas satisfatórias sejam tomadas, é necessário levar em consideração a realidade de cada local. Para isso, o primeiro passo é expandir o monitoramento da qualidade do ar de forma que todas as localidades possam ser atendidas e que medidas preventivas, de controle e mitigação possam ser colocadas em prática quando necessário. Uma forma de atingir a este objetivo é através do uso de sistemas de modelagem da poluição atmosférica, que podem servir como ferramentas de apoio à tomada de decisão, auxiliando tanto no monitoramento em tempo real quanto de previsão. Além disso, permitem analisar eventos passados para identificar possíveis fontes de poluição, de forma que medidas mitigadoras e preventivas possam ser adotadas.

## AGRADECIMENTO

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

## REFERÊNCIAS

BOLAÑO-TRUYOL, Jehison; SCHNEIDER, Ismael; CUADRO, Heidis Cano; BOLAÑO-TRUYOL, Jorge D.; OLIVEIRA, Marcos L. S. Estimation of the impact of biomass burning based on regional transport of  $\text{PM}_{2.5}$  in the Colombian Caribbean. **Geoscience Frontiers**, v. 13, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2021.101152>. Acesso em: 16 mai. 2023.

CARDOSO, Jailson Jorge; SILVA, Maria Cristina Basilio Crispim da; LIMA, Gustavo Ferreira da Costa. A inclusão dos catadores na gestão compartilhada de resíduos sólidos no município de Ipojuca – Pernambuco. **Nature and Conservation**, v. 14, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.6008/CBPC2318-2881.2021.003.0016>. Acesso em: 21 mai. 2023.



CASCIARO, Gabriele; CAVAIOLA, Mattia; MAZZINO, Andrea. Calibrating the CAMS European multi-model air quality forecasts for regional air pollution monitoring. **Atmospheric Environment**, v. 287, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119259>. Acesso em: 18 abr. 2023.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade do ar no estado de São Paulo 2021**. São Paulo: CETESB, 2022. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/publicacoes-relatorios/>. Acesso em: 20 jan. 2023.

CHEN, Bing; STEIN, Ariel F.; MALDONADO, Pabla Guerrero; CAMPA, Ana M. Sanchez de la; GONZALEZ-CASTANEDO, Yolanda; CASTELL, Nuria; ROSA, Jesus D. de la. Size distribution and concentrations of heavy metals in atmospheric aerosols originating from industrial emissions as predicted by the HYSPLIT model. **Atmospheric Environment**, v. 71, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.02.013>. Acesso em: 16 mai. 2023.

CHEN, Gaojie; LIU, Taotao; CHEN, Jinsheng; XU, Lingling; HU, Baoye; YANG, Chen; FAN, Xiaolong; LI, Mengren; HONG, Youwei; JI, Xiaoting; CHEN, Jinfang; ZHANG, Fuwang. Atmospheric oxidation capacity and O<sub>3</sub> formation in a coastal city of southeast China: Results from simulation based on four-season observation. **Journal of Environmental Sciences**, v. 136, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.11.015>. Acesso em: 25 abr. 2023.

CHIQUETTO, Júlio Barboza; SILVA, Maria Elisa Siqueira; CABRAL-MIRANDA, William; RIBEIRO, Flávia Noronha Dutra; IBARRA-ESPINOSA, Sergio Alejandro; YNOUE, Rita Yuri. Air quality standards and extreme ozone events in the São Paulo Megacity. **Sustainability**, v. 11, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su11133725>. Acesso em: 01 jun. 2023.

CHOI, Ji Yoon; KIM, Sung Yeon; KIM, Taekyu; LEE, Chulwoo; KIM, Suejin; CHUNG, Hyen-mi. Ambient air pollution and the risk of neurological diseases in residential areas near multi-purposed industrial complexes of Korea: A population-based cohort study. **Environmental Research**, v. 219, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.115058>. Acesso em: 11 mai. 2023.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução Conama nº 491. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar. **Diário Oficial da União**: Brasília, Distrito Federal, 19 de novembro de 2018.

CPRH – Agência Estadual de Meio Ambiente. Rede de monitoramento. Disponível em: <http://www2.cprh.pe.gov.br/monitoramento-ambiental/qualidade-do-ar-2/rede-de-monitoramento/>. Acesso em: 16 jan. 2023.

DENG, Jiaojun; WANG, Xiaochen; WEI, Zhilong; WANG, Li; WANG, Chenyu; CHEN, Zhenbin. A review of NO<sub>x</sub> and SO<sub>x</sub> emission reduction technologies for marine diesel engines and the potential evaluation of liquefied natural gas fueled vessels. **Science of the Total Environment**, v. 766, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144319>. Acesso em: 30 mai. 2023.

DING, Jing; DAI, Qili; FAN, Wenyan; LU, Miaomiao; ZHANG, Yufen; HAN, Suqin; FENG, Yinchang. Impacts of meteorology and precursor emission change on O<sub>3</sub> variation in Tianjin, China from 2015 to 2021. **Journal of Environmental Sciences**, v. 126, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.03.010>. Acesso em: 26 abr. 2023.

DONG, Daxin; WANG, Jiabin. Air pollution as a substantial threat to the improvement of agricultural total factor productivity: Global evidence. **Environment International**, v. 173, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107842>. Acesso em: 03 mai. 2023.

DRAXLER, Roland; STUNDER, Barbara; ROLPH, Glenn; STEIN, Ariel; TAYLOR, Albion; ZINN, Sonny; LOUGHNER, Chris; CRAWFORD, Alice. **HYSPLIT User's Guide**, Version 5.2, 2022.

FERREIRA JÚNIOR, Achilles Chaves; MATOS, Lukas Angelim; LOPES, Lara do Nascimento; NASCIMENTO, Rita Sannara Bandeira do; LIMA, Jessica Rocha de; KOCH, Jeanete. Avaliação da qualidade do ar na cidade de São Gonçalo do Amarante sob influência do complexo industrial do Pecém/Ceará. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.34117/bjdv6n8-698>. Acesso em: 01 jun. 2023.

FRANZIN, Bruno T.; GUIZELLINI, Filipe C.; BABOS, Diego V. de; HOJO, Ossamu; PASTRE, Iêda Ap.; MARCHI, Mary R. R.; FERTONANI, Fernando L.; OLIVEIRA, Cristina M. R. R. Characterization of atmospheric aerosol (PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>) from a medium sized city in São Paulo state, Brazil. **Journal of Environmental Sciences**, v. 89, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.09.014>. Acesso em: 16 mai. 2023.

GHOSH, Soujan; SASMAL, Sudipta; NAJA, Manish; POTIRAKIS, Stelios; HAYAKAWA, Masashi. Study of aerosol anomaly associated with large earthquakes ( $M > 6$ ). **Advances in Space Research**, v. 71, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.asr.2022.08.051>. Acesso em: 16 mai. 2023.

GOMES, Ana Carla dos Santos; SPYRIDES, Maria Helena Constantino; LÚCIO, Paulo Sérgio; LARA, Idemauro Antonio Rodrigues de. Cardiovascular health vulnerability of the elderly population of São Paulo, Brazil due to air pollution. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 24, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.5380/abclima.v24i0.50255>. Acesso em: 05 jun. 2023.

GUEDES, Beatriz Mendes; PEREIRA, Luiz Alberto Amador; PAMPLONA, Ysabely de Aguiar Pontes; MARTINS, Lourdes Conceição; BRAGA, Alfesio Luis Ferreira. Efeito da poluição atmosférica advinda do tráfego de veículos e atividade portuária na cidade de Santos. **Leopoldianum**, v. 47, 2021. Disponível em: <https://periodicos.unisantos.br/leopoldianum/article/view/1173>. Acesso em: 01 jun. 2023.

GUTIÉRREZ-ÁLVAREZ, I.; GUERRERO, J. L.; MARTÍN, J. E.; ADAME, J. A.; VARGAS, A.; BOLÍVAR, J. P. Radon behavior investigation based on cluster analysis and atmospheric modelling. **Atmospheric Environment**, v. 201, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.12.010>. Acesso em: 17 mai. 2023.

HAIR JR., Joseph F.; BLACK, William C.; BABIN, Barry J.; ANDERSON, Rolph E. **Multivariate Data Analysis**, 7 ed. Pearson Prentice Hall, 2010.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cabo de Santo Agostinho. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/cabo-de-santo-agostinho/panorama>. Acesso em: 19 mai. 2023a.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Ipojuca. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ipojuca/panorama>. Acesso em: 19 mai. 2023b.

IRAJI, Fatemeh; MEMARIAN, Mohammad Hossein; JOGHATAEI, Mohammad; MALAMIRI, Hamid Reza Ghafarian. Determining the source of dust storms with use of coupling WRF and HYSPLIT models: A case study of Yazd province in central desert of Iran. **Dynamics of Atmospheres and Oceans**, v. 93, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.dynatmoce.2020.101197>. Acesso em: 03 jun. 2022.

KASPAROGLU, Sabin; INCECIK, Selahattin; TOPCU, Sema. Spatial and temporal variation of O<sub>3</sub>, NO and NO<sub>2</sub> concentrations at rural and urban sites in Marmara Region of Turkey. **Atmospheric Pollution Research**, v. 9, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apr.2018.03.005>. Acesso em: 18 mai. 2023.

KHAIRULLAH; EFFENDY, S.; MAKMUR, E. E. S. Trajectory and Concentration PM10 on Forest and Vegetation Peat-Fire HYSPLIT Model Outputs and Observations (Period: September – October 2015). **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 58, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/58/1/012038>. Acesso em: 05 set. 2022.

LAN, Jing; WEI, Yiming; GUO, Jie; LI, Qiuming; LIU, Zhen. The effect of green finance on industrial pollution emissions: Evidence from China. **Resources Policy**, v. 80, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2022.103156>. Acesso em: 08 mai. 2023.

LEDOUX, Frédéric; ROCHE, Cloé; CAZIER, Fabrice; BEAUGARD, Charles; COURCOT, Dominique. Influence of ship emissions on NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> and PM concentrations in a North-Sea harbor in France. **Journal of Environmental Sciences**, v. 71, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.03.030>. Acesso em: 24 abr. 2023.

LIMA, Jéssica Rocha; SALGADO, Bruno César Barroso; CAVALCANTE, Francisco Sales Ávila; OLIVEIRA, Mona Lisa Moura; ARAÚJO, Rinaldo Santos. Avaliação da poluição atmosférica na área do distrito industrial de Maracanaú (CE), Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522020175292>. Acesso em: 24 mai. 2023.

LIN, Y. C.; LAI, C. Y.; CHU, C. P. Air pollution diffusion simulation and seasonal spatial risk analysis for industrial areas. **Environmental Research**, v. 194, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110693>. Acesso em: 10 fev. 2023.

LU, Bingqing; ZHANG, Zekun; JIANG, Jiakui; MENG, Xue; LIU, Chao; HERRMANN, Hartmut; CHEN, Jianmin; XUE, Likun; LI, Xiang. Unraveling the O<sub>3</sub>-NO<sub>x</sub>-VOCs relationships induced by anomalous ozone in industrial regions during COVID-19 in Shanghai. **Atmospheric Environment**, v. 308, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.119864>. Acesso em: 30 mai. 2023.

MORETTI, Roberto; COX, Mônica. Impactos socioambientais ao longo da implantação e consolidação do Complexo Industrial Portuário de Suape – PE. **Gaia Scientia**, v. 10, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.21707/g.s.v10.n01a11>. Acesso em: 20 mai. 2023.

MUELLER, Natalie; WESTERBY, Marie; NIEUWENHUIJSEN, Mark. Health impact assessments of shipping and port-sourced air pollution on a global scale: A scoping literature review. **Environmental**

**Research**, v. 216, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114460>. Acesso em: 26 abr. 2023.

OLIVEIRA, Thaís S.; XAVIER, Diego de A.; SANTOS, Luciana D.; PASSOS, Tiago U.; SANDERS, Christian J.; FRANÇA, Elvis J.; CAMARGO, Plínio B.; PENNY, Dan; BARCELLOS, Roberto L. Reconstructing the history of environmental impact in a tropical mangrove ecosystem: A case study from the Suape port-industrial complex, Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v. 44, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101747>. Acesso em: 20 mai. 2023.

PRAKASAM, C.; ARAVINTH, R.; NAGARAJAN, B. Estimating NDVI and LAI as precursor for monitoring air pollution along the BBN industrial corridor of Himachal Pradesh, India. **Materials Today: Proceedings**, v. 61, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.04.360>. Acesso em: 05 mai. 2023.

QI, Qi; WANG, Shuai; ZHAO, Hui; KOTA, Sri Harsha; ZHANG, Hongliang. Rice yield losses due to O<sub>3</sub> pollution in China from 2013 to 2020 based on the WRF-CMAQ model. **Journal of Cleaner Production**, v. 401, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136801>. Acesso em: 24 mai. 2023.

QU, Yawei; WANG, Tijian; YUAN, Cheng; WU, Hao; GAO, Libo; HUANG, Congwu; LI, Yasong; LI, Mengmeng; XIE, Min. The underlying mechanisms of PM<sub>2.5</sub> and O<sub>3</sub> synergistic pollution in East China: Photochemical and heterogeneous interactions. **Science of the Total Environment**, v. 873, 2023. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162434>. Acesso em: 24 mai. 2023.

REQUIA, Weeberb J.; ROIG, Henrique L.; SCHWARTZ, Joel D. Schools exposure to air pollution sources in Brazil: A nationwide assessment of more than 180 thousand schools. **Science of the Total Environment**, v. 763, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143027>. Acesso em: 06 jan. 2023.

ROVIRA, Joaquim; DOMINGO, José L.; SCHUHMACHER, Marta. Air quality, health impacts and burden of disease due to air pollution (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, NO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub>): Application of AirQ+ model to the Camp de Tarragona County (Catalonia, Spain). **Science of the Total Environment**, v. 703, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135538>. Acesso em: 24 mai. 2023.

SHI, Yuqi; LIU, Chang; ZHANG, Baosheng; SIMAYI, Maimaiti; XI, Ziyang; REN, Jie; XIE, Shaodong. Accurate identification of key VOCs sources contributing to O<sub>3</sub> formation along the Liaodong Bay based on emission inventories and ambient observations. **Science of the Total Environment**, v. 844, 2022. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156998>. Acesso em: 23 abr. 2023.

SILVEIRA, Carlos; FERREIRA, Joana; MIRANDA, Ana I. A multiscale air quality and health risk modelling system: Design and application over a local traffic management case study. **Atmospheric Environment**, v. 294, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119481>. Acesso em: 18 abr. 2023.

SIM, Sunghyun; PARK, Jin-Hyoung; BAE, Hyerim. Deep collaborative learning model for port-air pollutants prediction using automatic identification system. **Transportation Research Part D**, v. 111, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.trd.2022.103431>. Acesso em: 25 abr. 2023.

SIQUEIRA, S. C. W.; GONÇALVES, R. M.; QUEIROZ, H. A. A.; PEREIRA, P. S.; SILVA, A. C.; COSTA, M. B. Understanding the coastal erosion vulnerability influence over sea turtle (*Eretmochelys imbricate*) nesting in NE of Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v. 47, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101965>. Acesso em: 05 mai. 2023.

SONG, Mengdi; TAN, Qinwen; FENG, Miao; QU, Yu; LIU, Xingang; AN, Junling; ZHANG, Yuanhang. Source apportionment and secondary transformation of atmospheric nonmethane hydrocarbons in Chengdu, Southwest China. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 123, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2018JD028479>. Acesso em: 24 mai. 2023.

SONG, Mengdi; LI, Xin; YANG, Suding; YU, Xuena; ZHOU, Songxiu; YANG, Yiming; CHEN, Shiyi; DONG, Huabin; LIAO, Keren; CHEN, Qi; LU, Keding; ZHANG, Ningning; CAO, Junji; ZENG, Limin; ZHANG, Yuanhang. Spatiotemporal variation, sources, and secondary transformation potential of volatile organic compounds in Xi'an, China. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 21, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/acp-21-4939-2021>. Acesso em: 24 mai. 2023.

STEIN, A. F.; DRAXLER, R. R.; ROLPH, G. D.; STUNDER, B. J. B.; COHEN, M. D.; NGAN, F. NOAA's HYSPLIT atmospheric transport and dispersion modeling system. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 96, n. 12, p. 2059-2077, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1175/BAMS-D-14-00110.1>. Acesso em: 23 jun. 2022.

Suape. Complexo Industrial Portuário Governador Eraldo Gueiros. Mapa de Empresas. Disponível em: <https://www.suape.pe.gov.br/pt/negocios/mapa-de-empresas>. Acesso em: 21 abr. 2023.

SUN, Shuang; LI, Lingjun; WU, Zhihong; GAUTAM, Atul; LI, Jinxiang; ZHAO, Wenji. Variation of industrial air pollution emissions based on VIIRS thermal anomaly data. **Atmospheric Research**, v. 244, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.105021>. Acesso em: 08 mai. 2023.

WANG, Ruonan; TIE, Xuexi; LI, Guohui; ZHAO, Shuyu; LONG, Xing; JOHANSSON, Lasse; AN, Zhisheng. Effect of ship emissions on O<sub>3</sub> in the Yangtze River Delta region of China: Analysis of WRF-Chem modeling. **Science of the Total Environment**, v. 683, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.240>. Acesso em: 24 abr. 2023.

WANG, Junhua; WANG, Dawei; GE, Baozhu; LIN, Weili; JI, Dongsheng; PAN, Xiaole; LI, Jie; WANG, Zifa. Increase in daytime ozone exposure due to nighttime accumulation in a typical city in eastern China during 2014-2020. **Atmospheric Pollution Research**, v. 13, 2022a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apr.2022.101387>. Acesso em: 27 abr. 2023.

WANG, Qing; ZHU, Huanhuan; XU, Huaiyue; LU, Kailai; BAN, Jie; MA, Runmei; LI, Tiantian. The spatiotemporal trends of PM<sub>2.5</sub>- and O<sub>3</sub>-related disease burden coincident with the reduction in air pollution in China between 2005 and 2017. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 176, 2022b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105918>. Acesso em: 24 mai. 2023.

WANG, Yangjun; JIANG, Sen; HUANG, Ling; LU, Guibin; KASEMSAN, Manomaiphobon; YALUK, Elly Arukulem; LIU, Hanqing; LIAO, Jiaqiang; BIAN, Jinting; ZHANG, Kun; CHEN, Hui; LI, Li. Differences between VOCs and NO<sub>x</sub> transport contributions, their impacts on O<sub>3</sub>, and implications for O<sub>3</sub> pollution mitigation based on CMAQ simulation over the Yangtze River Delta, China. **Science of the Total**

**Environment**, v. 872, 2023. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162118>. Acesso em: 11 mai. 2023.

WU, Cui-lin; HE, Hong-di; SONG, Rui-feng; ZHU, Xing-hang; PENG, Zhong-ren; FU, Qing-yan; PAN, Jun. A hybrid deep learning model for regional O<sub>3</sub> and NO<sub>2</sub> concentrations prediction based on spatiotemporal dependencies in air quality monitoring network. **Environmental Pollution**, v. 320, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121075>. Acesso em: 18 abr. 2023.

YANG, S.-H.; CHEN, J.-M. Air pollution prevention and pollution source identification of chemical industrial parks. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 159, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.01.040>. Acesso em: 05 mai. 2023.

#### 4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O monitoramento atmosférico é fundamental para garantir que a emissão de poluentes ocorra dentro dos níveis considerados seguros ao meio ambiente e à saúde da população, servindo de base no apoio à tomada de decisão pelo poder público. No entanto, o monitoramento e a fiscalização da qualidade do ar são precários em todo território nacional, principalmente no Norte e Nordeste do país. Em todo o estado de Pernambuco, há apenas cinco estações de monitoramento em funcionamento e uma desativada, todas localizadas na Região Metropolitana do Recife, próximas ao Complexo Industrial Portuário de Suape. Além disso, as informações divulgadas na base de dados para consulta pública são bastante falhas, com apenas 50,92% (557.921) das concentrações horárias disponíveis para o período de 2017 a 2021, e, destas, apenas 507.383 concentrações horárias consideradas representativas de acordo com os critérios adotados pela CETESB.

Os poluentes analisados apresentaram variação considerável durante os dias da semana, com maior taxa de variabilidade para o NO<sub>2</sub> (46,33%), na Estação CPRH, e menor taxa para o O<sub>3</sub> (1,66%), na Estação Gaibu. Estes comportamentos podem ter sido influenciados pelas atividades realizadas no entorno da rede de monitoramento, como o funcionamento de diversas empresas e Porto instalados no CIPS, com algumas operando de forma ininterrupta e outras apenas de segunda a sexta, e atividades de lazer que levam ao grande fluxo de veículos durante os finais de semana.

Entre 2017 e 2021, a maior parte das concentrações monitoradas estiveram abaixo do padrão final determinado pela Resolução Conama nº 491/2018. Para os casos em que o valor limite foi ultrapassado, a qualidade do ar foi considerada moderada 98,19% das vezes; ruim, 0,45%; muito ruim, 0,91%; e péssima, 0,45%. De acordo com os critérios de cálculo estabelecidos em legislação para cada poluente, foram identificados 221 casos de ultrapassagem do PF, sendo a Estação Gaibu a que apresentou maior quantidade de casos de ultrapassagem, com 110 eventos (49,77%), sendo todos relacionados ao MP<sub>10</sub>. Este poluente foi o que mais excedeu o PF, apresentando 132 casos de ultrapassagem. Ao analisar o regime dos ventos para os casos em que esses limites foram extrapolados por todos os poluentes em todas as estações, foi possível perceber que os sentidos majoritários, devido a circulação atmosférica dominante na região, são provenientes do CIPS e possivelmente do oceano, podendo estar relacionado tanto às emissões industriais, quanto portuárias.

O ozônio é um dos poluentes que estão relacionados aos episódios mais críticos de poluição e o critério empregado pela Resolução Conama nº 491/2018 para identificar os casos de ultrapassagem do PF é a máxima média móvel diária, que é calculada a cada 8 horas. Ao

aplicar este critério para as concentrações horárias monitoradas entre 2017 e 2021, observou-se 26 dias de ultrapassagem deste poluente. No entanto, ao analisar todas as médias móveis horárias calculadas, foi possível observar 214 casos nos quais a concentração média de  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  foi excedida, sendo todas na Estação Cupe – estação com menor tempo de operação dentre as estudadas. Através da *cluster analysis* de trajetórias *backward* simuladas pelo Hysplit, observou-se que 89% das trajetórias do ar nestes momentos de ultrapassagem tinham como origem o oceano, enquanto 11% eram originadas da área do CIPS, onde estão localizadas indústrias petroquímicas, como a Refinaria Abreu e Lima e a Petroquímica Suape, e onde são desenvolvidas atividades portuárias. Dessa forma, é possível que o  $\text{O}_3$  tenha como precursores o  $\text{NO}_x$  emitido pelos navios que chegam ou partem do Porto de Suape – que possivelmente são convertidos em ozônio ainda no oceano e transportados pelo vento para o continente – e os COVs, comumente emitido em indústrias petroquímicas.

A partir dessas constatações, fica evidente a necessidade de ampliar o monitoramento e a fiscalização da qualidade do ar de forma que medidas preventivas, de controle e mitigação possam ser executadas quando necessário, não apenas próximo ao CIPS, mas em todo o Estado, levando em consideração a realidade de cada local. Sistemas de modelagem da poluição atmosférica podem ser uma alternativa para alcançar essas medidas, sendo grandes aliados no apoio à tomada de decisão, podendo analisar eventos passados para que medidas mitigadoras e preventivas possam ser colocadas em prática, monitorar a qualidade do ar em tempo real e prever situações futuras. Assim, sugere-se que trabalhos futuros avaliem a aplicabilidade de diferentes sistemas de modelagem como alternativa à fiscalização da qualidade do ar em locais cujas redes de monitoramento são falhas ou inexistentes.