



Universidade Federal do Rio Grande – FURG
Faculdade de Medicina
Programa de Pós-graduação em Ciências da Saúde

Avaliação de impacto e mortalidade atribuída a poluentes do ar de
uma região de exploração de carvão em cenários simulados de
aumento de temperatura

Alicia Bonifácio

Rio Grande, abril de 2024



Universidade Federal do Rio Grande – FURG
Faculdade de Medicina
Programa de Pós-graduação em Ciências da Saúde

**Avaliação de impacto e mortalidade atribuída a poluentes do ar de uma região
de exploração de carvão em cenários simulados de aumento de temperatura**

Alicia Bonifácio

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências da Saúde da Universidade Federal do Rio Grande, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências da Saúde.

Orientador: Prof Dr Flávio Manoel Rodrigues da Silva Junior

Alicia da Silva Bonifácio

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências da Saúde da Universidade Federal do Rio Grande, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências da Saúde.

Avaliação de impacto a saúde cardiovascular e respiratória e mortalidade atribuída a poluentes do ar de uma região de exploração de carvão em cenários simulados de aumento de temperatura

Banca examinadora

- . Prof Dr Flávio Manoel Rodrigues da Silva Junior (orientador - FURG)
- . Profa Dra Marina dos Santos (externo – Unipampa)
- . Profa Dra Ana Maria Siebel (FURG)
- . Profa. Dra. Julia Oliveira Penteado (suplente)

Sumário

Resumo.....	5
Abstract	6
1. Introdução.....	8
2. Referencial Teórico.....	12
2.1 Poluição do ar - contextualização.....	12
2.1.2 Legislação voltada à qualidade do ar.....	14
2.1.3 Principais fontes de poluição.....	16
2.1.3.4 Material Particulado	19
2.1.3.4.5 Ozônio	21
2.6 Poluição do ar e variáveis meteorológicas	22
2.7 Poluição do ar e suas consequências a saúde	25
2.7.1 Avaliação de Impacto a Saúde.....	30
2.7.1.2 Mortes atribuíveis a poluição do ar	32
2.7.1.2.3 Poluição do ar em áreas de mineração de carvão	34
2.8 Contextualização de mudanças climáticas e aumento da temperatura global	37
2.9 Machine Learning - ferramenta para análises preditivas.....	38
3. Objetivos	41
3.1 Geral.....	41
3.1.2 Específicos	41
4. Material e métodos	42
4.1 Area de estudo	42
4.1.2 Coleta de dados de poluição e variáveis meteorológicas	43
4.1.2.3 Coleta de dados de saúde e população	44
4.2 Simulações	45
4.2.1 Análise dos dados.....	45
4.2.2 Avaliação de impacto a saúde.....	47
4.2.2.3 Mortes atribuíveis à poluição do ar.....	48
5 Referências	48

Resumo

O material particulado (PM) e o ozônio (O₃) são identificados como poluentes sensíveis às mudanças climáticas e responsáveis por desfechos negativos para a saúde. A importância da previsão de cenários futuros é uma estratégia crucial para entender a dinâmica dos poluentes atmosféricos em diferentes contextos, especialmente os delineados pelo IPCC (SSPs e RCPs), que fornecem perspectivas para análise dos impactos climáticos futuros. O objetivo do projeto foi analisar o comportamento dos poluentes atmosféricos diante de cenários de aumento de temperatura compatíveis com as projeções do IPCC sobre mudanças climáticas. O estudo utilizou dados de poluentes do ar (PM_{2,5}, PM₁₀ e O₃), variáveis meteorológicas e de saúde de sete municípios na maior região de exploração de carvão mineral do país. Foram realizadas simulações de aumento de temperatura local de 2°C (RCP 4.5) e 4°C (RCP 8.5) para avaliar o comportamento das variáveis meteorológicas e, consequentemente, dos poluentes do ar, bem como as mortes atribuíveis à poluição do ar e a avaliação de impacto na saúde da população. A exposição aos poluentes atmosféricos tem sido uma preocupação global significativa e está associada à redução da expectativa de vida. Os níveis futuros de poluentes (O₃ e PM) dependerão do desenvolvimento da sociedade, mudanças demográficas e dos esforços de mitigação das mudanças climáticas devido às fontes compartilhadas de emissões de gases de efeito estufa e poluentes do ar. É crucial compreender o comportamento futuro dos poluentes atmosféricos e seu impacto na saúde da população. Os resultados do estudo demonstram maiores concentrações de poluentes atmosféricos em decorrência do aumento de temperatura. Em Candiota e Pedras Altas, as concentrações não foram tão expressivas quanto as observadas em Pinheiro Machado e Herval, o que evidencia o papel crucial das variáveis meteorológicas na dispersão desses poluentes e na contaminação de regiões próximas. Concluímos também que os cenários de aumento de temperatura impactam negativamente nos indicadores de saúde, refletindo diretamente na concentração de poluentes. Para minimizar esses impactos nos cenários de aumento de temperatura, será necessário reduzir os níveis de poluição.

Palavras-chave: Material Particulado; Ozônio; Machine Learning; Qualidade do ar; Mudanças climáticas; HIA

Abstract

Particulate matter and ozone are identified as pollutants sensitive to climate change and responsible for negative health outcomes. The importance of forecasting future scenarios is a crucial strategy to understand the dynamics of atmospheric pollutants in different contexts, especially those created by the IPCC (SSPs and RCPs), which provide perspectives for analyzing future climate impacts. Therefore, the project aimed to analyze the behavior of atmospheric pollutants in the face of temperature increase scenarios compatible with IPCC predictions regarding climate change. The study was conducted using air pollutant data (PM_{2.5}, PM₁₀, and O₃), meteorological variables, and health data from seven municipalities in the country's largest coal mining region. Simulations were performed for local temperature increases of 2°C (RCP 4.5) and 4°C (RCP 8.5) to assess the behavior of meteorological variables and subsequently air pollutants and deaths attributable to air pollution, evaluating the health impact on the population. Exposure to atmospheric pollutants has been a major global concern and is linked to reduced life expectancy. Future levels of pollutants (O₃ and PM) will depend on societal development, demographic changes, as well as mitigation levels of climate change due to shared sources of greenhouse gas emissions and air pollutants. It is of great importance to understand the future behavior of atmospheric pollutants and their impact on population health. The project results demonstrate higher concentrations of atmospheric pollutants as a result of temperature increase. In Candiota and Pedras Altas, the concentrations were not as significant as those observed in the cities of Pinheiro Machado and Herval, indicating that meteorological variables play a crucial role in the dispersion of these pollutants and contamination of nearby regions. Our study also concluded that scenarios of temperature increase have a negative impact on health indicators since they directly reflect on pollutant concentrations; to minimize the impacts in temperature increase scenarios, pollution levels should be reduced.

Keywords: Particulate Matter; Ozone; Machine Learning; Air Quality; Climate Change

LITA DE TABELAS

<i>Tabela 1. Valores limites apresentados pela Resolução CONAMA 491/2018 e limites apresentados pela WHO 2005.</i>	14
<i>Tabela 2. Concentrações máximas de PM_{2,5} e PM₁₀ (em µg m³) recomendadas pela OMS em 2005 e 2021 e valores estabelecidos pelas Resoluções CONAMA de 1990 e 2019.</i>	15
<i>Tabela 3. Comparação entre os limites estabelecidos pela WHO 2005, e os limites mais recentes de 2021.</i>	16
<i>Tabela 4. Principais poluentes atmosféricos resultantes da atividade humana e derivados de atividades de queima de combustíveis fósseis e de biomassa (IEA, 2016).</i>	19
<i>Tabela 5. Informações de mortalidade e internações extraídos</i>	44
<i>Tabela 6. Valores observados e valores preditos para cada cidade e poluentes analisados (O₃, PM_{2,5} e PM₁₀) com diferença percentual de ambos os cenários de aumento de temperatura.</i>	71

LISTA DE FUGURAS

<i>Figura 1. Estimativas futuras sobre o aumento de temperatura na América do sul no cenário RCP 4.5</i>	10
<i>Figura 2. Estimativas futuras sobre o aumento de temperatura na América do sul no cenário RCP 8.5</i>	10
<i>Figura 3. Fonte dos principais poluentes atmosféricos. (fonte: Dra. Karla Alcione da Silva Cruvinel)</i>	18
<i>Figura 4. Diferença entre Material Particulado 2,5 e 10 (Relatório sobre o Estado do Meio Ambiente 2011).</i>	20
<i>Figura 5 Concentrações e Efeitos do Ozônio em diferentes altitudes (Fonte: Slanina, Sjaak 2003 apud Neves, 2009)</i>	22
<i>Figura 6 Modelo de dispersão da poluição atmosférica. (fonte: Dra. Karla Alcione da Silva Cruvinel)</i>	24
<i>Figura 7 Representação das doenças e alterações associadas à poluição do ar. (Petersl e Santos et al. 2021).</i>	27
<i>Figura 8 Regiões de deposição para partículas atmosféricas no sistema respiratório de acordo com o diâmetro aerodinâmico. (Massi et al. 2022).</i>	28
<i>Figura 9. ETAPA 1 - análises</i>	Erro! Indicador não definido.

1. Introdução

A poluição do ar é composta por uma mistura complexa de componentes gasosos e particulados com potencial de exercer efeitos adversos a saúde humana e ambiental (WHO, 2021). A poluição do ar sofre influência de condições meteorológicas e, portanto, as mudanças climáticas podem ter impacto na concentração de poluentes atmosféricos (Costa et al. 2019). Isso ocorre, porque, assim que o contaminante é emitido para a atmosfera, sofre a ação de variáveis como velocidade e direção dos ventos, taxa de precipitação, temperatura e instabilidade do ar (Schraufnagel et al. 2019). A relação que este poluente terá com esses parâmetros determinará se ele permanecerá no ar sob a forma emitida, se transformará, mudará sua composição, ou ainda, se irá ser disperso para um novo sítio (Islam et al. 2018).

Entre os poluentes do ar, o material particulado e ozônio têm tido destaque e são considerados por diferentes estudos como os poluentes mais sensíveis às mudanças climáticas (Sirithian et al. 2022; Kinney et al. 2021; Islam et al. 2018; Zhang et al. 2015). O material particulado é subclassificado com base no tamanho e na sua dimensão, incluindo partículas totais em suspensão, fumaça e partículas inaláveis. Essas últimas são divididas em partículas inaláveis grossas (PM_{10}), que possuem diâmetro aerodinâmico inferior a $10\text{ }\mu\text{m}$ e partículas inaláveis finas ($PM_{2,5}$), com diâmetro menor do que $2,5\text{ }\mu\text{m}$ (WHO 2016). A permanência desse material particulado na atmosfera depende das condições meteorológicas da região. Em condições normais, pode persistir na baixa troposfera por até um mês e na estratosfera por dois a três meses (Lippmann et al. 2003).

O Ozônio (O_3), por sua vez, na troposfera (0 a 7 milhas acima da superfície da Terra) se torna um poluente prejudicial, acarretando efeitos adversos à saúde e à vegetação (Rollin et al. 2022). Na camada mais baixa da atmosfera, o O_3 é gerado quando óxidos de nitrogênio produzidos a partir de fontes de queima de combustíveis fósseis, como em usinas termoeletricas e veículos automotores, reagem com compostos orgânicos voláteis de fontes como gasolina e solventes, onde átomos de oxigênio livre são liberados, os quais se combinam com moléculas de oxigênio para formar O_3 (Guarnieri et al. 2014).

Com a intensificação do Efeito Estufa, a temperatura média da atmosfera tem aumentado em quase todo o globo, influenciando na dinâmica dos poluentes atmosféricos (Luo et al. 2022). De acordo com a Organização Meteorológica Mundial (OMM), 2020 foi o ano mais quente registrado desde 1880. A OMM prevê que há uma probabilidade de 20% para que o aumento da temperatura exceda temporariamente os $1,5^\circ\text{C}$ a partir de

2024 (Andrango et al. 2022). Com isso, nas últimas décadas, à medida que a consciência ambiental da população cresceu em relação as questões climáticas, a poluição do ar emergiu como um grave problema ambiental que gerou preocupações generalizadas que implicam nas consequências futuras dos cenários atuais.

Para o entendimento e planejamento futuro diante do aumento da temperatura global e das mudanças no clima, o Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima (IPCC) desenvolveu grupos de cenários denominados “Caminhos Socioeconômicos Compartilhados (SSPs)”. Essas estruturas oferecem uma variedade de cenários que contemplam estimativas máximas a serem atingidas futuramente em relação a temperatura terrestre, possibilitando uma análise abrangente dos impactos, vulnerabilidades, adaptações e medidas de mitigação para minimizar consequências no clima (O'Neill et al. 2020). Esses cenários consideram desenvolvimentos globais plausíveis que, combinados, apresentam desafios distintos para a mitigação, adaptação e desenvolvimento sustentável. Os SSPs abrangem tanto componentes qualitativos quanto quantitativos, onde narrativas como "Sustentabilidade", "Desigualdade" e "Desenvolvimento Baseado em Combustíveis Fósseis" geram descrições consistentes de mudanças futuras em áreas como demografia, urbanização, desenvolvimento humano, economia, estilo de vida, políticas, instituições, tecnologia, ambiente e recursos naturais (Preston et al. 2015).

Os cenários SSPs podem ser complementados com as Vias de Concentrações Representativas (RCPs), que representam emissões, concentrações de gases de efeito estufa e seu forçamento radiativo combinado (O'Neill et al., 2020). Por exemplo, o RCP4.5 reflete níveis mais próximos da realidade atual com um aumento de 2°C, sendo um cenário mais conservador, diferente do RCP 8.5 que se torna um cenário mais alarmista com um aumento de 4°C na temperatura. A combinação de SSPs e RCPs gera cenários abrangentes que incorporam diferentes opções de resposta às mudanças climáticas (van Vuuren et al. 2014). As projeções de emissões de poluição do ar variam de acordo com cenários específicos de RCP e SSP, refletindo a influência de futuros sociais e esforços de mitigação climática (O'Neill et al. 2020).

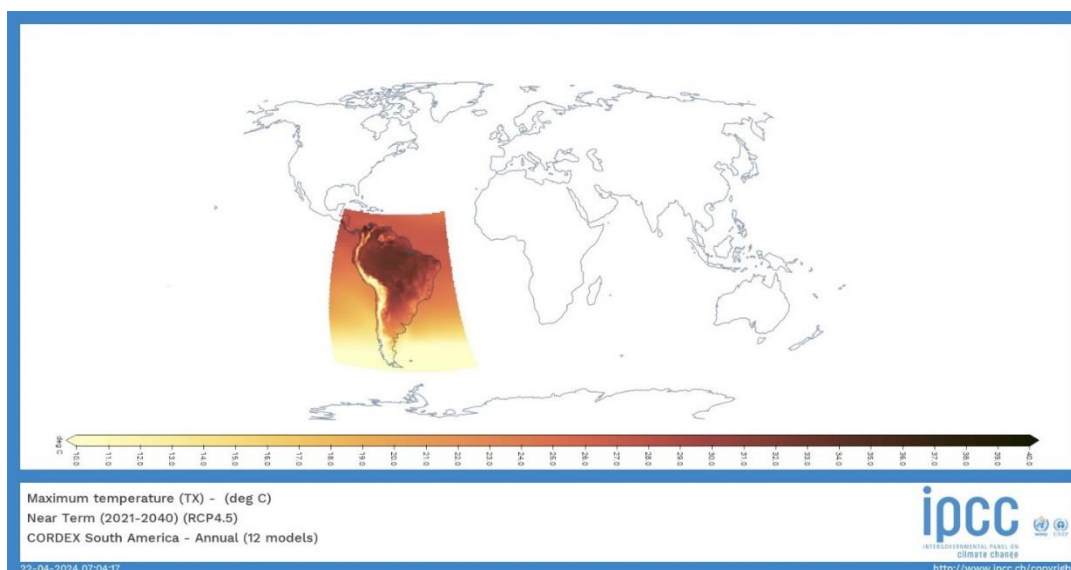


Figura 1. Estimativas futuras sobre o aumento de temperatura na América do sul no cenário RCP 4.5

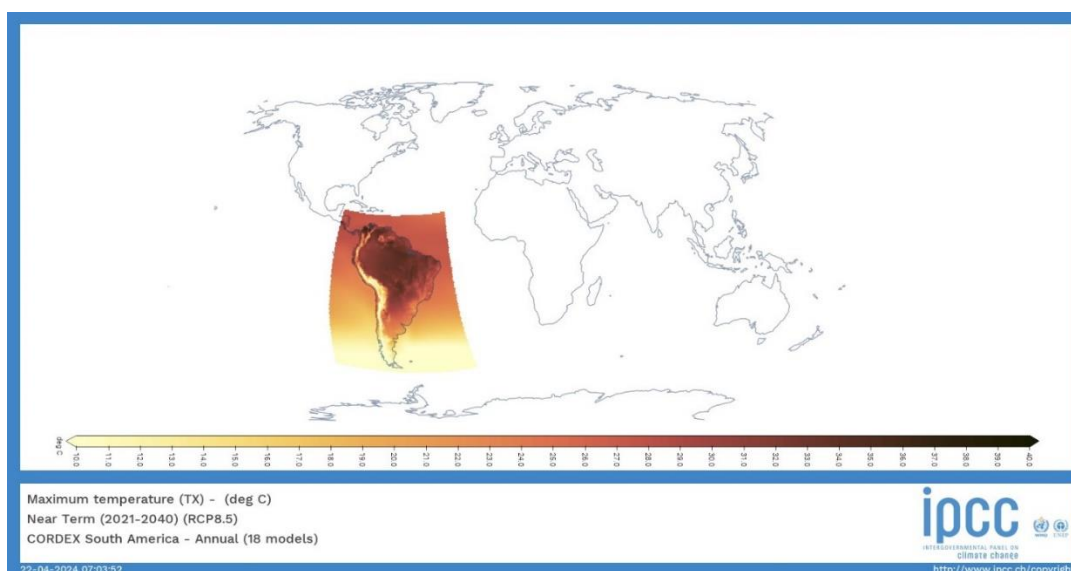


Figura 2. Estimativas futuras sobre o aumento de temperatura na América do sul no cenário RCP 8.5

As predições de cenários futuros se tornam extremamente importantes, pois poluentes atmosféricos, têm o potencial de afetar a saúde de populações distantes (Roy et al. 2018). Há um entendimento crescente de que as mudanças climáticas terão efeitos profundos, principalmente prejudiciais, na saúde humana, e esses efeitos serão distribuídos de maneira desigual, afetando populações vulneráveis. Existem diferentes modelos ou ferramentas para predição de cenários futuros, entre eles o uso do Machine learning (Méndez et al. 2023). É de grande importância buscar entender o comportamento dos poluentes atmosféricos diante as mudanças climáticas em áreas afetadas pela poluição do ar, principalmente quando a poluição é resultante de atividades relacionadas a queima

de combustíveis fósseis. Entre as áreas *hotspots* de poluição atmosférica e de emissão de gases de efeito estufa estão as regiões de exploração de carvão mineral.

Os processos envolvidos na mineração de carvão estão estritamente relacionados ao aumento das concentrações de poluentes na atmosfera. O processo de extração e beneficiamento além de impactar a área minerada, também afeta as comunidades circundantes (Brown et al. 2013). A mineração superficial, em particular, contribui para a poluição do ar local (Ghose et al. 2007; Espitia-Pérez et al. 2018), exerce efeitos genotóxicos (Kurth et al. 2015) e riscos aumentados de câncer, doenças cardiovasculares e doenças respiratórias entre as populações das comunidades (Esch et al. 2011).

No extremo sul do Brasil, a região de Candiota, possui aproximadamente 40% das reservas de carvão do país, sendo considerado um grande gerador de poluentes atmosféricos relacionados principalmente aos processos de queima de carvão (Honscha et al. 2023). Na área conhecida como polo econômico de Candiota, estão localizadas as principais atividades industriais do município. Dentre essas atividades, incluem-se a exploração e o beneficiamento do carvão mineral, usinas termelétricas e fábricas de cimento que utilizam resíduos da exploração e queima do carvão. Diferentes estudos realizados na região indicam que a mesma sofre com consequências da poluição em diferentes compartimentos ambientais, onde se expandem para cidades ao seu redor. Por exemplo, em áreas próximas a regiões de mineração, as concentrações no material particulado se aproximam ou ultrapassam os limites estabelecidos pela legislação nacional (Bigliardi et al. 2021).

Para além das consequências ambientais, a saúde da população também se torna um ponto de preocupação quando se trata de poluição do ar e aumento de temperatura. Desde 2013, a Agência Internacional de Pesquisa sobre Câncer (IARC) incluiu o material particulado no grupo de substâncias carcinogênicas (IARC, 2013). Em geral, estudos apontam para efeitos negativos na saúde devido à exposição ao PM_{2,5} e PM₁₀ (Alemayehu et al., 2020; Liu et al., 2021), como um maior risco de arritmia cardíaca, AVC, infarto agudo do miocárdio, doença pulmonar, asma e câncer (Hayes et al. 2019; Qibin et al. 2020; Chen et al. 2021).

Para avaliação desses impactos na saúde, diferentes ferramentas são utilizadas para a compreensão dos resultados da exposição a poluição atmosférica. A Avaliação de Impacto à Saúde (HIA) é uma metodologia desenvolvida para estimar essa relação com diferentes desfechos, como mortalidade e internações hospitalares (OMS, 2015). Diferentes estudos mostram que cenários com níveis reduzidos de poluentes atmosféricos

são capazes de reduzir os impactos no sistema de saúde e aumentar a expectativa de vida da população (Naddafi et al. 2012; Abe & Miraglia, 2016; Bayat et al. 2019).

Diante da problemática relacionada com as emissões atmosféricas, a predição de cenários futuros relacionados à poluição do ar desempenha um papel crucial na formulação de estratégias eficazes para mitigar os impactos adversos na saúde humana e no meio ambiente, principalmente quando se trata de áreas que sofrem consequência de fontes diretas. Compreender como os níveis que os poluentes podem evoluir diante das mudanças climáticas é essencial para implementar políticas públicas proativas e sustentáveis. Com isso, prever cenários futuros permite a identificação de áreas de potencial aumento da poluição, facilitando a implementação de medidas preventivas e adaptativas.

2. Referencial Teórico

2.1 Poluição do ar - contextualização

O aumento desordenado das atividades humanas acelerou nas últimas décadas, intensificando os impactos ambientais associados a essas práticas. A atmosfera, vital para a sustentação da vida, está cada vez mais saturada de poluentes, onde essa sobrecarga atmosférica é capaz de gerar riscos a população e ao meio ambiente (Scudeler et al. 2022). Esse processo não é responsável apenas por causar diferentes doenças e redução na expectativa de vida, mas também está vinculado a consideráveis perdas financeiras, afetando a produção de bens, contribuindo para o aumento de temperatura global e desencadeando desastres naturais graves (Xue et al. 2021).

Embora o entendimento não seja recente, a iniciativa global de minimizar os diversos mecanismos que levam à comprometimento da biodiversidade e a mudanças climáticas devido à poluição ainda está em estágio inicial, visto que as ações globais nesse sentido surgiram há pouco mais de 50 anos (De Moura et al. 2023). Entrando em um contexto histórico sobre a poluição atmosférica, podemos citar marcos importantes para a associação das emissões com efeitos adversos a saúde, e com a internalização da sociedade do real problema e consequências de uma má qualidade do ar (Luo et al. 2022).

Outro caso que marcou a população em relação a poluição do ar foi na Bélgica, Vale do Rio Meuse, 1930: No início do século 20, a região entre Huy e Liège era reconhecida por seu extenso parque industrial. Em dezembro de 1930, condições meteorológicas

desfavoráveis, combinadas com emissões industriais, resultaram em uma densa névoa sobre a zona industrial. A população sofreu sintomas como tosse, dores no peito e irritação nasal. Em cinco dias, cerca de 60 pessoas, em sua maioria idosos ou com problemas cardíacos ou pulmonares, morreram. Centenas adoeceram devido a vários poluentes gasosos, agravados pela alta umidade relativa do ar. Após 18 anos, outro fato histórico ocorreu em Donora, Pensilvânia, EUA, 1948: Entre 25 e 31 de outubro, um grave episódio de poluição ocorreu, devido a emissões de SO₂, material particulado e CO de fontes próximas. Condições meteorológicas adversas levaram à morte de 20 pessoas (Gouveia et al. 2003).

Outro episódio muito conhecido foi o Smog em Londres, 1952. Em dezembro, Londres enfrentou um sério evento de poluição do ar devido a condições meteorológicas adversas e emissões de indústrias e aquecedores domésticos a carvão. Aumentos na concentração de poluentes foram associados a milhares de mortes e mais de 100.000 casos de doenças respiratórias. As autoridades públicas não perceberam que o Grande *Smog* foi o evento de poluição do ar mais letal registrado até que as estatísticas de mortalidade fossem divulgadas várias semanas depois. Aproximadamente 4.000 pessoas perderam a vida em Londres entre 5 e 9 de dezembro, vítimas de doenças relacionadas a problemas respiratórios, como bronquite e pneumonia. Além disso, os efeitos da smog causaram mais 8.000 mortes nos meses subsequentes. Análises revelaram que os pulmões das vítimas continham níveis elevados de partículas muito finas, incluindo material carbonáceo e metais pesados como chumbo, zinco, estanho e ferro (Guillossou et al. 2022)

No cenário brasileiro, a cidade Cubatão (SP) foi alvo das primeiras investigações a respeito da poluição do ar ainda na década de 1980. Na cidade, a população enfrentou graves episódios de poluição em razão de indústrias que lançavam toneladas de poluentes em áreas residenciais, causando malformações e mortes neonatais. A cidade ficou conhecida como "Vale da Morte", (Nardocci et al. 2013).

Há agora um consenso entre especialistas de que a poluição do ar é um importante fator de risco global para a saúde pública, impondo um ônus financeiro significativo às sociedades. Em 2019, a poluição do ar ao ar livre e doméstica, representou aproximadamente 12% de todas as mortes (Kinney et al. 2021). A poluição do ar ocupa atualmente a quarta posição entre os principais fatores de risco para doenças e mortalidade globais, ficando atrás apenas da hipertensão, tabagismo e fatores dietéticos (Hoffmann et al. 2021).

2.1.2 Legislação voltada à qualidade do ar

A agência das Nações Unidas (WHO) é responsável por gerenciar ações globais em diferentes contextos para diferentes países. Principalmente questões relacionadas a saúde, padrões de qualidade e suporte técnico para população. A WHO também exerce um importante papel em relação a criação e implementação de diretrizes globais sobre poluição do ar, onde visa o controle das emissões atmosféricas e os limites aceitáveis para saúde da população (Adisasmito et al. 2022).

Quando falamos sobre Padrões de Qualidade do Ar, é necessário saber que no Brasil, eles foram instituídos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Em 1989, o CONAMA estabeleceu o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar, PRONAR, com o objetivo de estabelecer limites de emissão por fontes de poluentes para garantir que o desenvolvimento socioeconômico fosse possível, mas de maneira ambientalmente segura (De Moura et al. 2023). A Resolução nº 03, de 1990, definiu os níveis de padrões nacionais de qualidade do ar (NAQS), trazendo uma contribuição importante para o processo de avaliação e controle dos níveis de poluição. Naquela época, esses padrões foram considerados um avanço significativo, mas ao longo do tempo, especialmente após as recomendações de 2005 da OMS, tornaram-se desatualizado. Então em novembro de 2018, o CONAMA emitiu a Resolução número 491, apresentando novos valores para diferentes poluentes (representados na tabela 1).

Tabela 1. Valores limites apresentados pela Resolução CONAMA 491/2018 e limites apresentados pela WHO 2005

Poluente atmosférico	Tempo de Amostragem	Resolução CONAMA 491/2018 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)				WHO 2005
		P.I – 1	P.I – 2	P.I – 3	P.F – 1	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Material Particulado – PM ₁₀	24 h	120	100	75	50	50
	Anual ²	40	35	30	20	20
Material Particulado – PM _{2.5}	24 h	60	50	37	25	25
	Anual ²	20	17	15	10	10
	24h	125	50	30	20	20

Dióxido de Enxofre – SO ₂	Anual ²	40	30	20	-	-
Dióxido de Nitrogênio NO ₂	1 h	260	240	220	200	200
	Anual ²	60	50	45	40	40
Ozônio – O ₃	8 h	140	130	120	100	100
Monóxido de Carbono CO	8h				9 ppr	-

O primeiro valor intermediário (PI-1) entrou em vigor imediatamente, enquanto não foram definidos prazos para a implementação dos demais valores. Esses novos padrões englobam os principais poluentes considerados como potenciais ricos para diferentes contextos ambientais, incluindo PM₁₀, PM_{2,5}, O₃, NO₂, SO₂. Em especial as partículas finas (citadas na tabela abaixo) e o O₃, sendo considerados os principais poluentes foco em diferentes países (Leão et al. 2022).

Tabela 2. Concentrações máximas de PM_{2,5} e PM₁₀ (em µg m³) recomendadas pela OMS em 2005 e 2021 e valores estabelecidos pelas Resoluções CONAMA de 1990 e 2019.

Poluente (µg/m ³)	AQGs (WHO, 2005)	AQGs OMS (2021)	CONAMA 03 (1990)	CONAMA 491 (2018)	
				PI-1	PF-1
PM _{2,5} (média anual)	10	5	Não estabelecido	20	10
PM _{2,5} (Média 24h)	25	15	Não estabelecido	60	25
PM ₁₀ (média anual)	20	15	Não estabelecido	40	20
PM ₁₀ (Média 24h)	50	45	Não estabelecido	120	50

A OMS atualizou suas Diretrizes Globais de Qualidade do Ar (AQGs) em setembro de 2021 (Klachquin et al. 2022). As novas diretrizes, são ambiciosas e destacam o impacto significativo da poluição do ar na saúde global. Elas recomendam visar concentrações médias anuais de PM_{2,5} que não ultrapassem 5 µg/m³ e NO₂ que não

ultrapassem $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, com a concentração máxima média de O_3 em períodos de pico de 8 horas não ultrapassando $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (tabela 2).

Tabela 3. Comparação entre os limites estabelecidos pela WHO 2005, e os limites mais recentes de 2021.

Poluente	Tempo de amostragem	AQGs (WHO, 2005)	AQGs (WHO, 2021)
PM_{10}	24 h	50	45
	Anual	20	15
$\text{PM}_{2.5}$	24 h	25	15
	Anual	10	5
NO_2	24h	-	25
	Anual	40	10
O_3	8 h	100	100
SO_2	24 h	20	40
CO	24 h	-	4

Os valores de diretrizes da OMS de 2005 para $\text{PM}_{2.5}$ e NO_2 eram, respectivamente, $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sem recomendação para concentrações de O_3 a longo prazo (Santana et al. 2023). Embora essas diretrizes não sejam legalmente vinculativas, espera-se que influenciem políticas de qualidade do ar globalmente nos próximos anos. Mas neste cenário, o Brasil acaba se distanciando novamente dos padrões de qualidade do ar mundial, pois possui uma legislação recente (CONAMA 491/2018) que está defasada em relação aos padrões globais, como observado na Tabela 1.

A principal mensagem das diretrizes atualizadas da OMS é que cada redução nas concentrações externas de poluentes do ar traz benefícios para a saúde da população circundante, mesmo em áreas com concentrações de poluição já baixas. Além disso, as relações lineares entre exposição e resposta, observadas até as concentrações mais baixas observáveis, demonstram que cada indivíduo se beneficiará de um ar mais limpo (Zheng et al. 2021).

2.1.3 Principais fontes de poluição

A poluição do ar pode ser decorrente de diferentes fontes de emissões, sendo elas fontes antrópicas ou naturais (Chen et al. 2022). As fontes antrópicas (ou

antropogênicas) são aquelas que o homem, por sua vez, se torna o agente responsável, como por exemplo emissões industriais ou emissões veiculares. Já as fontes naturais são aquelas que não temos controle sobre suas atividades, tais como incêndios florestais e vulcões em erupção (Menezes et al. 2009)

Com isso, existem 4 fontes principais de emissões de poluentes atmosféricos, sendo elas:

Fontes pontuais - também conhecidas como fontes fixas ou estacionárias – incluem refinarias, indústrias químicas, indústrias metalúrgicas, dentre outras. Os poluentes são emitidos por chaminés, flares e produção de energia (Pires et al. 2005)

Fontes móveis - não se encontram fixas em um local. Referem-se aos meios de transporte, sendo: Fontes móveis rodoviárias – são as emissões devido à queima de combustíveis por veículos que circulam nas ruas e rodovias, por exemplo: carros, motos e caminhões. Fontes móveis não rodoviárias – são os outros meios de transporte, com exceção de veículos que trafegam em rodovias. Incluem aviões, barcos, locomotivas etc. (Seibert et al. 2022)

Fontes de emissões fugitivas - são as emissões atmosféricas resultantes de vazamentos em tubulações e equipamentos, tais como: suspiros de tanques de estocagem de produtos químicos; emissões em bombas, válvulas e flanges; e pontos de tomada de amostra nas indústrias (Kolichski et al. 2023)

Fontes áreas - são fontes de emissões situadas no solo e que não apresentam elevação da pluma de poluente, tais como: pilhas de estocagem, lagoas e áreas de descarte de resíduos (Santos et al. 2021)

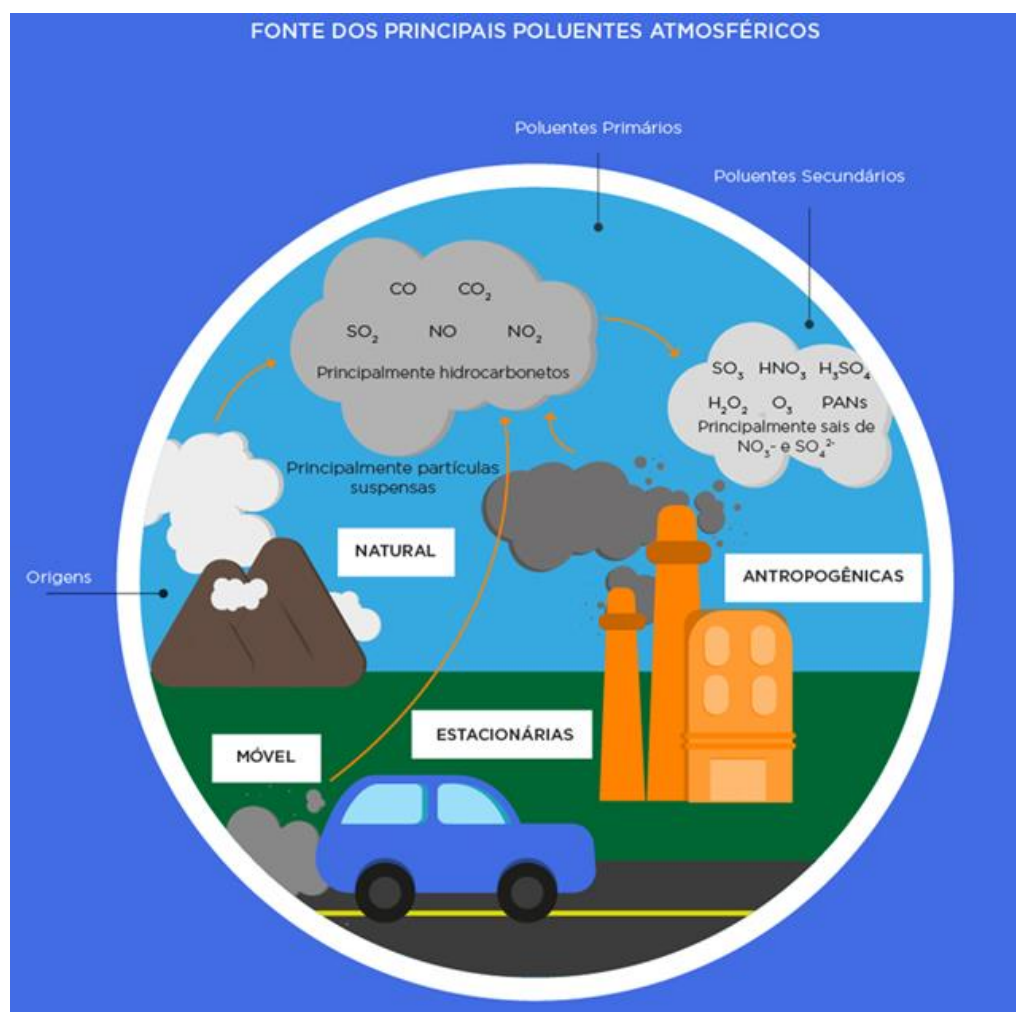


Figura 3. Fonte dos principais poluentes atmosféricos. (fonte: Dra. Karla Alcione da Silva Cruvinel)

Os poluentes provenientes das emissões atmosféricas (antropogênicas ou naturais) representados na Figura 3, são categorizados como poluentes primários e secundários (representados na Figura 2). Os primários são caracterizados por terem emissões diretas das fontes industriais como usinas e veículos movidos a combustíveis (Sitara et al. 2008). Sendo eles, dióxido de enxofre (SO₂), óxidos de nitrogênio (NO_x: NO e NO₂), material particulado (PM), monóxido de carbono (CO) e, em alguns países, por mais que seu uso seja proibido, se destaca também os compostos orgânicos voláteis (COVs), e metais (Ren et al. 2022). Os poluentes primários são conhecidos por exercerem efeitos mais expressivos em relação à saúde (Xu et al. 2022)

Os poluentes secundários são caracterizados por serem oriundos de reações químicas induzidas pela oxidação fotoquímica de COVs, catalisada por Nox (Li et al. 2022). Na presença de raios ultravioleta provenientes da luz solar na reação anterior, temos como resultado, a geração do O₃, por exemplo. Outros poluentes secundários são

formados pelo processo de nucleação e condensação de poluentes gasosos (NO_2 e SO_2) e névoas ácidas, como NO_x e PM secundário, formado por sulfatos e nitratos (Ren et al. 2022)

Tabela 4. Principais poluentes atmosféricos resultantes da atividade humana e derivados de atividades de queima de combustíveis fósseis e de biomassa (IEA, 2016).

Poluentes	Principais fontes antropogênicas	Impacto/duração/abrangência
Dióxido de enxofre - SO_2	Combustão de carvão e derivados de petróleo	Tóxico e muito ácido/poucos dias/de local a regional
Monóxido de carbono - CO	Queima incompleta de combustíveis fósseis e biomassa	Tóxico ácido/mês/ocupacional local
Óxido de nitrogênio Nox (NO e NO_2)	Queima de combustíveis sob altas temperaturas, (especificamente os que contêm nitrogênio em sua composição)	Tóxicos, ácidos e precursor de O_3 /de horas a poucos dias/de local regional
Material Particulado PM	Queima incompleta de combustíveis fósseis e de biomassa	Toxico e irritativo/de horas ou poucos dias/de ocupacional regional
Hidrocarbonetos - HCs	Emissões evaporativas de combustíveis	Tóxico e irritativo/mês/local e regional
Ozônio troposférico O_3	Poluente secundário, não emitido pelos processos, mas formado pela oxidação fotoquímica de Nox e HCs na atmosfera	Muito tóxico/mês/de local a regional

2.1.3.4 Material Particulado

Desde a era da industrialização até os dias atuais, o material particulado emergiu como um dos principais poluentes atmosféricos em áreas urbanas, suburbanas e mesmo em regiões rurais e remotas ao redor do mundo (Li et al. 2019; WHO, 2016). O Material Particulado ($\text{PM}_{2,5}$ e PM_{10}) é uma das principais substâncias poluentes do ar, composta por partículas sólidas e líquidas suspensas na atmosfera, sendo classificadas com base no tamanho e na sua dimensão, incluindo partículas totais em suspensão, fumaça e partículas inaláveis (Leão et al. 2022).

O material particulado é dividido em partículas grossas (PM_{10}), que possuem diâmetro aerodinâmico entre 2,5 e 10 μm e partículas finas ($\text{PM}_{2,5}$), com diâmetro menor do que 2,5 μm , consideradas partículas capazes de alcançar as regiões mais profundas do sistema respiratório (WHO, 2018). A concentração e toxicidade dessas partículas variam

de acordo com sua composição, forma e tamanho, além da presença de outros poluentes e fatores meteorológicos predominantes (WHO, 2016). Na atmosfera representam uma ameaça para todas as formas de vida e são indicadores significativos da poluição do ar (Mukherjee et al. 2017).

Em relação a sua composição, Pereira et al. (2015) destaca em seu estudo, que o MP é formado por sulfatos, nitratos, amônia, material orgânico, espécies de cristais, sais marinhos, metais óxidos, íons de hidrogênio e água (Seinfeld et al. 2016). E que espécies como sulfatos, amônias, orgânicos (carbono elementar), e certos metais de transição são encontrados nas partículas mais finas ($PM_{2,5}$). Materiais cristalizados, incluindo, silício, cálcio, magnésio, alumínio, ferros, partículas orgânicas biogênicas (pólen, esporos, fungos, bactérias, vírus, fragmentos de plantas) são usualmente encontrados nas partículas mais grossas (PM_{10}).

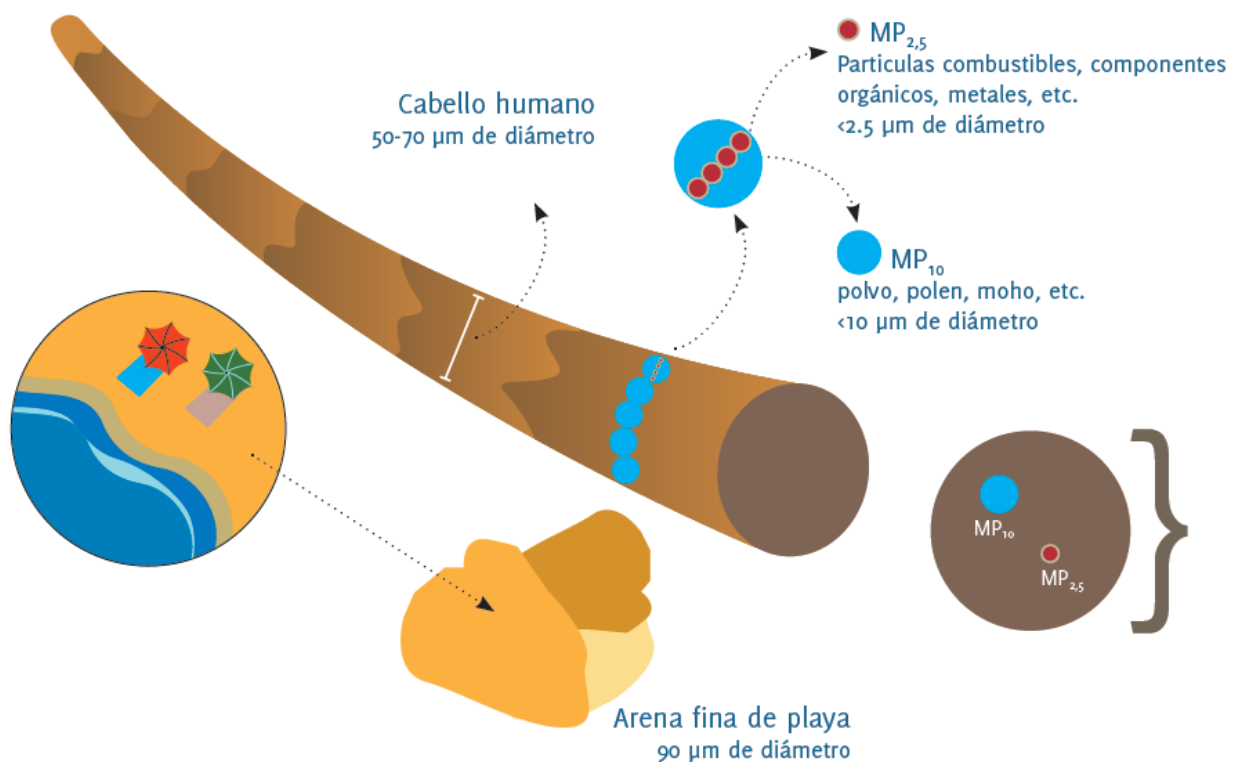


Figura 4. Diferença entre Material Particulado 2,5 e 10 (Relatório sobre o Estado do Meio Ambiente 2011)

2.1.3.4.5 Ozônio

O O₃ troposférico é formado fotoquimicamente na presença de monóxido de carbono, compostos orgânicos voláteis, óxidos de nitrogênio e luz solar (Schirmer et al. 2008). Originários principalmente de fontes antropogênicas, como transporte, usinas de energia, atividades industriais e queima de combustíveis sólidos em residências, os precursores do O₃ troposférico contribuem significativamente para sua formação (Kilburg-Basnyat et al. 2018). Além dos problemas relacionados a saúde da população, o O₃ troposférico exerce efeitos negativos sobre a vegetação e a produtividade agrícola (Rollin et al. 2022).

Tanto na estratosfera quanto na troposfera, esse poluente desempenha papéis distintos, como podemos observar na figura 4. Na estratosfera, atua como uma barreira para os raios ultravioleta, sendo um componente natural. Porém, na troposfera, mais próxima da superfície e onde é produzido através de diversos mecanismos, o O₃ torna-se prejudicial à saúde humana e ao meio ambiente (Chen et al. 2022). Sua complexa formação torna o controle desse poluente desafiador. Enquanto apenas 10% do O₃ total da atmosfera está presente na troposfera, é na estratosfera que concentrações mais elevadas de O₃ são encontradas (Santos et al. 2018).

Zeng et al. (2008) conduziram um estudo sobre o impacto das mudanças climáticas nas concentrações de O₃ troposférico e seu equilíbrio global, utilizando modelagem numérica e estimativas de cenários do IPCC. O estudo realizou cálculos para o ano de 2100 com o objetivo de avaliar as respostas do modelo em relação a três fatores: 1) mudanças antropogênicas nas emissões (de acordo com o cenário SRES A2), 2) mudanças climáticas (dobro de CO₂ emitido) e 3) mudanças climáticas idealizadas associadas a alterações na emissão biogênica. Os resultados indicaram que o aumento das emissões antropogênicas dos precursores do O₃ pode resultar em um grande aumento desse poluente na troposfera. No cenário mais pessimista (SRES A2) com altas emissões, os valores de O₃ obtidos foram considerados inaceitavelmente altos, levando em consideração os limiares para impactos na saúde. Além disso, as mudanças climáticas causam impactos no O₃ tanto localmente quanto em seu balanço global, devido a alterações na circulação e variáveis meteorológicas.

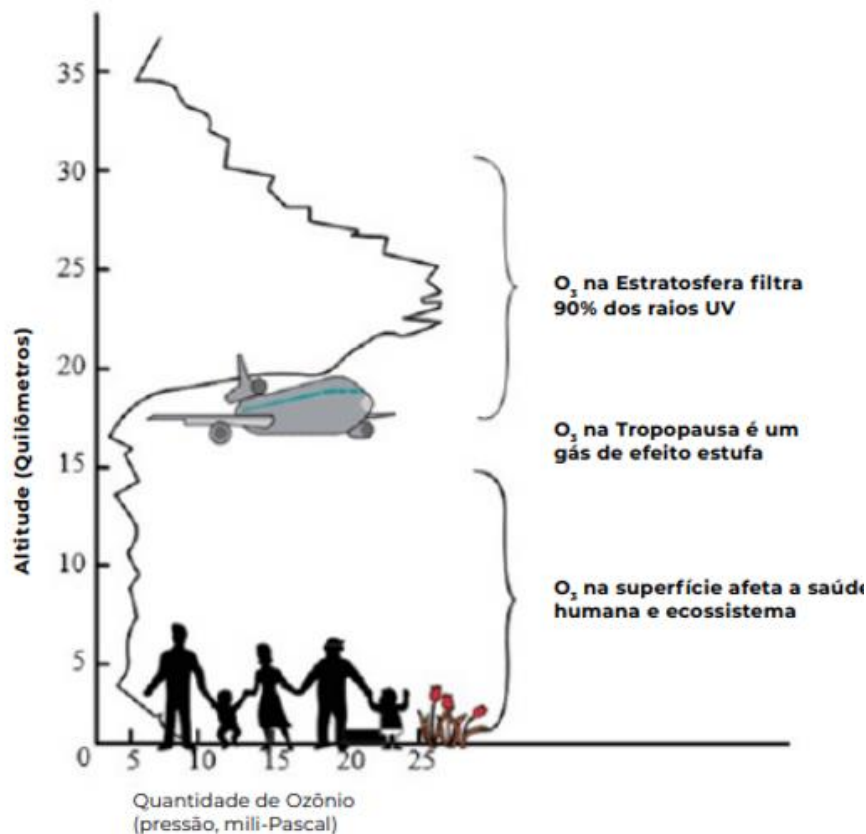


Figura 5 Concentrações e Efeitos do Ozônio em diferentes altitudes (Fonte: Slanina, Sjaak 2003 apud Neves, 2009)

2.6 Poluição do ar e variáveis meteorológicas

Os parâmetros meteorológicos são um dos fatores importantes que influenciam a qualidade do ar urbano (Zhang et al. 2018; Balakrishnan et al. 2019). Entre eles, temperatura, umidade relativa, velocidade e direção do vento são considerados fatores importantes, pois podem afetar o processo de dispersão (Figura 5), mecanismos de remoção e formação de partículas atmosféricas (Zhang et al. 2015), desempenhando assim um papel significativo no controle das concentrações de poluentes do ar.

Além disso, a chuva também pode ter um impacto variável na concentração de poluentes do ar por meio da remoção da poluição gasosa e deposição de partículas por meio de processos químicos atmosféricos (Ingole et al. 2022). Vários estudos relataram a influência potencial de parâmetros meteorológicos na qualidade do ar ambiente (Dominick et al. 2012; Zhang et al. 2015; Islam et al. 2018).

A direção e a intensidade dos ventos predominantes podem afetar a concentração, distribuição e translocação das partículas (Sirithian et al. 2022). A velocidade e a direção

dos ventos fornecem importantes informações em tempo real sobre o transporte de poluentes em uma região e podem ser usadas para avaliar as relações entre fontes e níveis de poluentes (Islam et al. 2018). Além disso, essa influência varia sazonalmente. Durante a primavera, outono e inverno, quando as temperaturas atmosféricas são geralmente mais baixas, a velocidade horizontal do vento desempenha um papel significativo na modulação da concentração de partículas em suspensão (Zhang et al. 2015). Por outro lado, no verão, quando as temperaturas atmosféricas propiciam uma força vertical intensa, a importância do vento horizontal é substituída, tornando a temperatura atmosférica o fator predominante na influência sobre as partículas em suspensão (Sirithian et al. 2022)

A umidade relativa por exemplo, geralmente está associada à precipitação. Em um ambiente de umidade relativa elevada, as partículas em suspensão seriam mais propensas a absorver água, o que é propício para a deposição de partículas em suspensão. Assim, o processo de precipitação acompanhando uma umidade relativa elevada removeria as partículas suspensas (Owoade et al., 2012). Contudo, um estudo realizado por Islam et al. (2015), traz dados sobre essa relação, onde aponta que o número de dias chuvosos em um mês durante o período úmido mostrou uma forte correlação negativa com as concentrações médias mensais de PM. Isso indica que, a prevalência de PM no ar está fortemente associada ao período de chuvas. No entanto, a quantidade diária de chuva durante o período úmido não parece ter nenhum efeito na concentração do mesmo, já que tanto o PM_{10} quanto o $PM_{2.5}$ não exibiram correlação com este parâmetro. Isso indica que, embora a precipitação em geral possa promover a deposição úmida de partículas, a chuva diária em si não dita significativamente a magnitude das concentrações de PM e, portanto, pode não ser um indicador significativo do potencial de poluição do ar. O fluxo atmosférico, determinado pelos fatores meteorológicos, tem um grande impacto no transporte atmosférico, portanto, a influência dos fatores meteorológicos nas partículas em suspensão não pode ser ignorada, visto sua relação com a dispersão dos poluentes (Moreira et al. 2008) como representado na Figura 6.

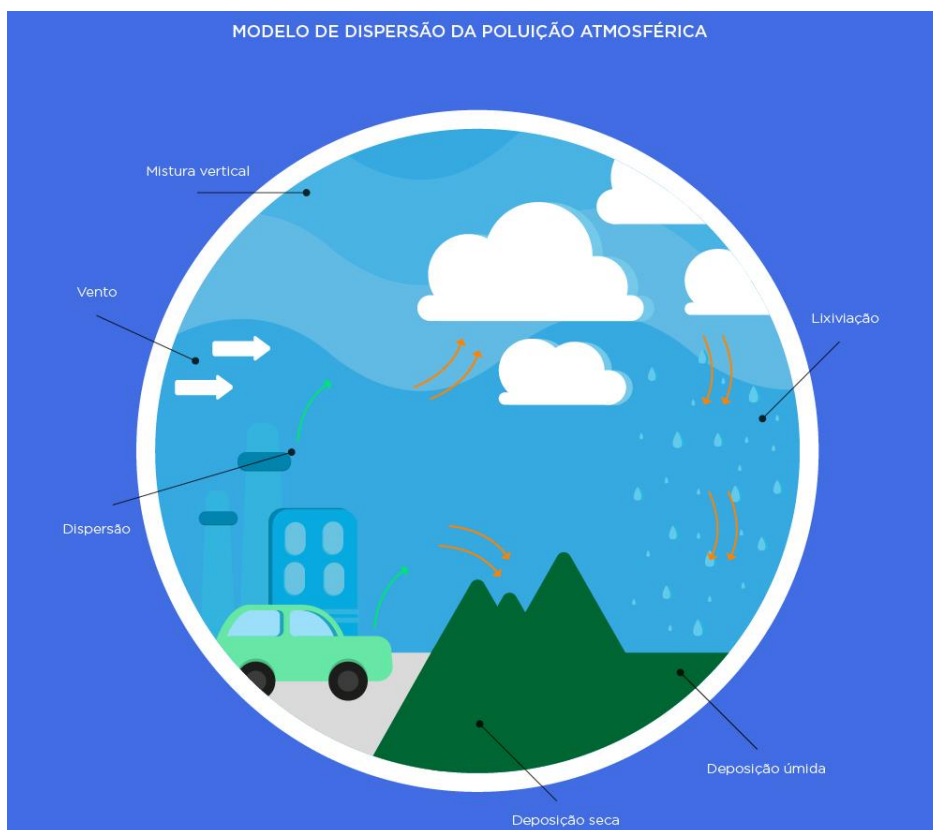


Figura 6 Modelo de dispersão da poluição atmosférica. (fonte: Dra. Karla Alcione da Silva Cruvinel)

Um estudo realizado na Europa mostra que as condições climáticas estáveis com pouco vento muitas vezes estão associadas a altas concentrações de partículas em suspensão na temporada fria, enquanto no verão as condições climáticas instáveis, propícias à dispersão de poluentes, geralmente estão associadas a baixas concentrações de partículas em suspensão (Pinto et al. 2012).

Um estudo realizado por Da Silva Junior (2022), teve como objetivo avaliar a qualidade do ar em nove municípios no extremo sul do Brasil, com base no monitoramento de seis poluentes (O_3 , NO_2 , SO_2 , $PM_{2.5}$, PM_{10} e CO) presentes na legislação ambiental brasileira, e na relação desses poluentes com parâmetros meteorológicos, onde trouxe dados que mostram que a temperatura foi o parâmetro meteorológico mais correlacionado com os poluentes do ar, exceto para o SO_2 , mas, de maneira geral, todos os poluentes se correlacionaram (positiva ou negativamente) com pelo menos um parâmetro atmosférico. Conforme observado por Molina (2004), a baixa qualidade do ar resulta de emissões elevadas e condições meteorológicas propícias a estagnações e inversões, que limitam a dispersão dos poluentes na atmosfera. De fato, as

condições meteorológicas desempenham um papel crucial na determinação da qualidade do ar.

2.7 Poluição do ar e suas consequências a saúde

As diretrizes globais de qualidade do ar da Organização Mundial da Saúde chamam a atenção para o enorme impacto da poluição do ar na saúde humana, resultando em milhões de mortes anuais (WHO, 2021). No ano de 2019 estimou-se que todas as formas de poluição do ar respondem por cerca de 11,3% do total de mortes em todo o mundo para mulheres e 12,2% para homens, onde a exposição a poluição do ar gerou diferentes desfechos, como representado na figura 6 (Murray et al. 2019). Assim ocupando o lugar de quarto maior fator de risco global para a saúde humana, depois da hipertensão arterial, dos riscos alimentares e do tabagismo (Evangelopoulos et al. 2020)

Ainda nos guias da OMS, encontramos evidências que embasam inúmeros estudos, onde consideram como principais poluentes atmosféricos, os gases monóxido de carbono (CO), dióxido de enxofre (SO₂), dióxido de nitrogênio (NO₂), ozônio (O₃) e material particulado PM_{2,5} e PM₁₀ (Da Silva Cordeiro et al. 2023). Tais poluentes foram selecionados como parâmetros de qualidade do ar por serem mais abundantes e por provocarem efeitos adversos à saúde e ao ambiente (Rafaj et al. 2018).

Os componentes da poluição do ar ambiente que têm sido identificados como os principais contribuintes para a deterioração da saúde (e quantificados em estudos de cargas de doenças) são principalmente PM_{2,5} e O₃ (Evangelopoulos et al. 2020). Esses poluentes foram identificados como principais fatores de risco e a maior parte da mortalidade atribuível permanece em países de baixa e média renda (GBD 2012)

Além das graves consequências que a poluição atmosférica pode gerar ao sistema respiratório e cardiovascular, já existem evidências em relação a exposição e agravos neurológicos em crianças, por exemplo. Um estudo coreano de Saúde Ambiental Materno-Infantil (MOCEH) descobriu que a exposição pré-natal a altos níveis de PM₁₀ foi associada ao Índice de Desenvolvimento Mental anormal (Kim et al. 2014). Klocke et al (2017) para determinar essa vulnerabilidade à exposição à poluição do ar a partículas finas ($\leq 2,5 \mu\text{m}$), realizou análises que se estendiam a períodos embrionários de desenvolvimento cerebral em camundongos, equivalentes ao 1º e 2º trimestres humanos, onde seus achados apontam que a exposição à poluição atmosférica gestacional produziu ventriculomegalia, aumento da área do corpo caloso (CC) e redução da área hipocampal

em ambos os sexos. Ambos demonstraram hipermielinização do CC e aumento da ativação microglial e redução do número total de CC microglia. Esses achados demonstram que a vulnerabilidade do cérebro à poluição do ar se estende até a gestação e pode produzir características de distúrbios no neurodesenvolvimento.

Evidências acumuladas de estudos em humanos e animais mostram que o cérebro é um alvo da poluição do ar. Diferentes estudos epidemiológicos já ligaram componentes responsáveis pela poluição atmosférica ao diagnóstico do transtorno do espectro autista (TEA) (Allen et al. 2017), essas associações incluem o material particulado (PM_{2.5} e/ou PM₁₀) (Becerra et al. 2012), onde relatam razão de chances aumentada para diagnósticos, em relação aos níveis exacerbados de poluição (Jung et al. 2013; Volk et al. 2013; Raz et al. 2015).

Um estudo realizado por Becerra et al. (2012) em Los Angeles, acompanharam 7.603 crianças recém-nascidas que foram diagnosticadas com casos primário de TEA aos 3-5 anos de idade durante 1998-2009. Utilizando regressão logística condicional, ajustando-se para características maternas e perinatais, o objetivo do estudo foi entender a influência das exposições à poluição do ar relacionada ao tráfego durante a gestação no desenvolvimento do autismo usando dados de estações de monitoramento do ar e um modelo de regressão do uso da terra (LUR) para estimar as exposições. A pesquisa concluiu que existe uma forte associação entre autismo e exposição pré-natal à poluição do ar, principalmente relacionada a fontes de tráfego veicular.

Além dos desfechos citados anteriormente, estudos na literatura relacionam a exposição a poluição do ar com Diabetes mellitus gestacional (DMG). Sun et al. (2022) desenvolveram um estudo com dados clínicos detalhados, onde foram obtidos de 395.927 gestações no sul da Califórnia (2008-2018) a partir de registros eletrônicos de saúde da Kaiser Permanente Southern California (KPSC). O diagnóstico de DMG foi baseado nos testes laboratoriais da KPSC. Concentrações médias mensais de material particulado fino < 2,5 µm (PM_{2.5}), <10 µm (PM₁₀), dióxido de nitrogênio (NO₂) e ozônio (O₃) foram estimados por meio de estações de monitoramento de rotina da Agência de Proteção Ambiental, enquanto PM_{2.5} constituintes (i.e., sulfato, nitrato, amônio, matéria orgânica e carbono negro) foram estimados usando um modelo derivado da geociência de resolução fina. O estudo conclui que a exposição a uma mistura de PM ambiente (PM₁₀ e PM_{2.5}) foram associados a um risco aumentado de DMG, onde o risco de DMG associado à exposição à poluição do ar foi significativamente maior entre mães hispânicas e mães com sobrepeso/obesidade.

Diversos fatores, tanto internos quanto externos, contribuem para ampliar a vulnerabilidade e/ou suscetibilidade dos indivíduos aos efeitos adversos dos poluentes atmosféricos. Além da idade, pessoas portadoras de doenças crônicas, como asma, DPOC, fibroses pulmonares, arritmias, hipertensão, doenças cardíacas isquêmicas, diabetes, doenças autoimunes e obesidade, demonstram maiores chances de serem acometidas (Hayes et al. 2019). Indivíduos em situações socioeconômicas desfavoráveis também apresentam maior vulnerabilidade, pois têm maior probabilidade de serem expostos por períodos prolongados durante o deslocamento para o trabalho e de residirem em áreas próximas a zonas industriais (Guarnieri et al. 2014).

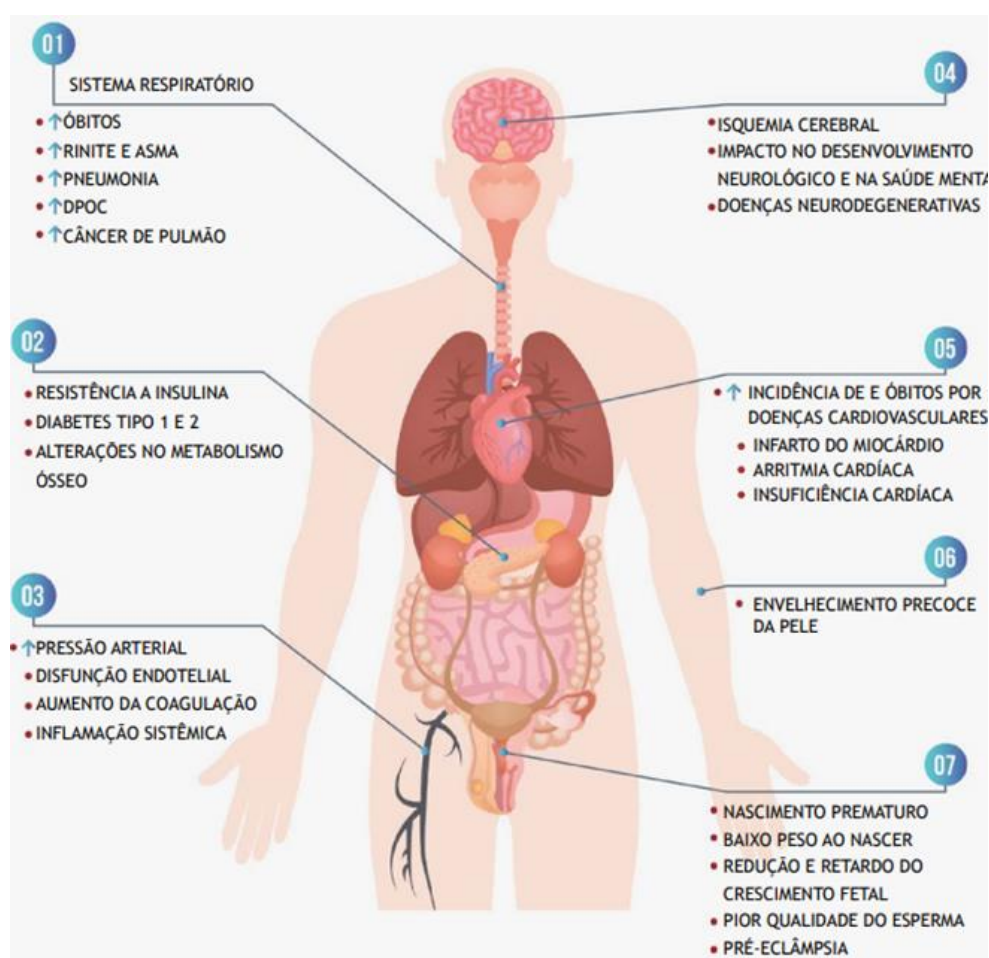


Figura 7 Representação das doenças e alterações associadas à poluição do ar. (Petersl e Santos et al. 2021)

Com isso, percebe-se que a exposição ao material particulado é um grande problema de saúde global, sendo considerado pela OMS, um dos principais poluentes que apresentam risco à saúde humana, como citado anteriormente. O PM_{10} refere-se às partículas inaláveis, capazes de passar pelas cavidades nasais e bucais, normalmente

sendo limitadas ao sistema respiratório superior, onde são capazes de penetrar até a laringe (Lippmann et al. 2003).

As partículas mais finas, como no $PM_{2,5}$, podem penetrar ainda mais fundo no sistema respiratório, atingindo o trato inferior e tendo acesso às regiões de trocas gasosas e por conseguinte a corrente sanguínea, por este motivo, são denominadas partículas torácicas (Burnett et al. 2018). Os particulados são classificados dependendo de o seu diâmetro ser maior ou menor que $2,5\ \mu m$. Atualmente, o PM com diâmetro entre $0,001\ \mu m$ e $0,1\ \mu m$ é chamado de partícula ultrafina. Com isso, podemos observar ilustrado na figura 8, que o tamanho do particulado vai estar intimamente relacionado com a deposição nas regiões afetadas bem como com seu potencial tóxico na região alvo.

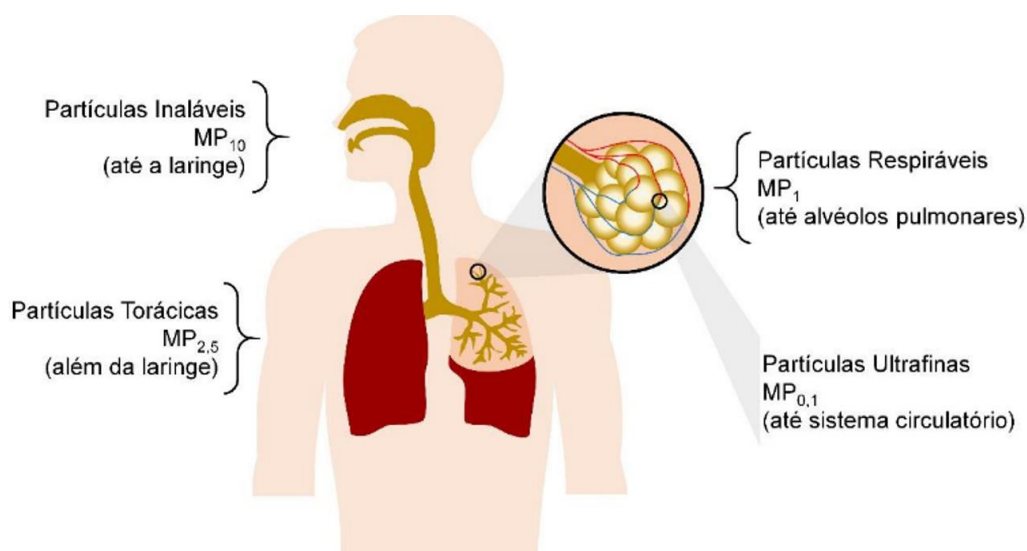


Figura 8 Regiões de deposição para partículas atmosféricas no sistema respiratório de acordo com o diâmetro aerodinâmico. (Massi et al. 2022)

A exposição aos poluentes do ar está associada a um aumento no risco de infecções das vias aéreas superiores e inferiores (Schraufnagel et al. 2019). Em 2017, a exposição a material particulado foi responsável por 433 mil óbitos globais devido a infecções respiratórias, afetando principalmente crianças e idosos. Uma revisão sistemática indicou um aumento de 12% no risco de pneumonia em crianças para cada aumento médio anual de $10\ \mu g/m^3$ na concentração de $PM_{2,5}$ (Mehta et al. 2013).

Em relação a asma por exemplo, um dos primeiros estudos que avaliou os efeitos agudos da poluição do ar, que envolveu 3.676 crianças de 12 localidades no estado da Califórnia, EUA, (Mcconnell et al. 1999) evidenciou que as crianças asmáticas expostas a NO_2 , PM_{10} e $PM_{2,5}$ tiveram uma prevalência maior de sintomas respiratórios e necessidade maior de uso de medicação quando comparadas com crianças sem asma. Um estudo realizado na província de Hubei, China, com 4.454 indivíduos que morreram de

asma entre 2013 e 2018 encontrou um aumento de 7%, 9% e 11% na mortalidade associado a $PM_{2,5}$, O_3 e NO_2 , respectivamente (Liu et al. 2019).

O estudo conduzido por Santos et al. (2021) traz dados em sua revisão que vinculam a exposição ao PM a casos de câncer no pulmão, onde indica que dados globais relatam a ocorrência de 2,16 milhões de novos casos e 1,88 milhão de óbitos por câncer de pulmão em 2017, tornando-o a principal causa de morte por neoplasia em homens e a terceira em mulheres. Ainda em seu estudo, o autor traz dados que estimam 14% (265 mil casos) dos óbitos por câncer de pulmão sejam atribuídos à poluição do ar ambiental, com variação de 1% a 25% entre os países (GBD 2017). O risco médio para o desenvolvimento de câncer de pulmão varia entre 20-30% em relação a um aumento na concentração de $10 \mu g/m^3$ de PM_{10} e $5 \mu g/m^3$ de $PM_{2,5}$, conforme observado em diferentes estudos.

Outro poluente com grande influência negativa sobre a saúde da população é o O_3 , composto por três átomos de oxigênio, esse poluente é reconhecido como um dos poluentes atmosféricos mais prejudiciais à saúde humana, com impactos adversos na saúde respiratória, cardiovascular, neurológicos e a níveis celulares, assim como o material particulado (Lipmann et al. 2003). Os efeitos gerados por esse poluente, já eram vistos em diferentes contextos. Srebot et al. (2009) revelaram dados que apontavam que o estresse oxidativo pulmonar mediado pela exposição ao O_3 resultava em perturbações a jusante na cardiovascular, uma vez que os sistemas pulmonar e cardiovascular estão intrinsecamente associados.

Sabe-se que as vias de inalação e dérmica são os principais meios de exposição ao O_3 , sendo que cada uma dessas vias é responsável por diferentes efeitos na saúde (Santos et al. 2021). Um estudo de revisão mostrou que diferentes autores associaram a exposição dérmica ao O_3 com a diminuição da microbiota da pele e impactos de médio e longo prazo na expressão gênica nesse tecido (Araviiskaia et al., 2019). Uma revisão de Valavanidis et al. (2013) demonstrou que o principal mecanismo envolvido nos efeitos deletérios do O_3 é a via respiratória, onde gera possíveis espécies reativas de oxigênio, resultando em um processo inflamatório, dano ao DNA e/ou carcinogênese.

Devido à sua baixa solubilidade em água, o ozônio não é removido efetivamente pelo trato respiratório superior. Consequentemente, a maior parte do ozônio inalado alcança o trato respiratório inferior (Nuvolone1 et al. 2018). Estudos de Meta-análises anteriores mostraram que a exposição de curto prazo ao O_3 está associada a uma variedade de desfechos adversos à saúde, incluindo exacerbações da asma (Zheng et al. 2022), pneumonia em crianças (Miao et al. 2022), e fibrilação atrial (Shao et al.

2016). Esses desfechos são ocasionados devido ao estresse oxidativo induzido pelos produtos de oxidação, causando lesões celulares e alterações no trato respiratório (Nuvolone1 et al. 2018).

2.7.1 Avaliação de Impacto a Saúde

A exposição à má qualidade do ar é o maior risco ambiental global para a saúde, com a poluição do ar ambiente contribuindo para 4,2 milhões de mortes anualmente em todo o mundo (OMS, 2021). A Avaliação de Impacto a Saúde (HIA) é definida como uma combinação de procedimentos, análises, métodos e ferramentas pelos quais uma política, programa, ou projeto pode ser avaliado quanto aos seus efeitos potenciais sobre a saúde de uma população e a distribuição dos seus efeitos e impactos (Macintyre et al. 2023).

Seguindo a história da Avaliação de Impacto à Saúde (HIA), difere da Avaliação de Impacto Ambiental (EIA) por exemplo, e de muitas outras formas de avaliação de impacto, o foco da análise é relacionado a saúde da população, e não apenas a nível ecológico. A HIA surge para preocupações não apenas relacionadas a saúde ambiental, mas também nos movimentos profissionais de saúde pública que enfatizaram seu potencial papel em promover ação para a saúde em nível político e como uma medida para corrigir e promover impactos na saúde mais equitativos (Scott-Samuel et al., 2001; Mahoney et al., 2007; Nilunger Mannheim et al., 2007; Kang et al., 2011). Historicamente a utilização da HIA dentro da área da saúde ambiental teve um forte foco nos riscos potenciais à saúde de grandes projetos realizados a várias décadas (Morris e Novak, 1976; Birley, 2005, 2011) e em diferentes contextos de exposições, levando em consideração os diferentes compartimentos ambientais.

Em relação a exposição a poluição do ar, existe uma grande variedade de estudos que aplicam a HIA em sua metodologia. O estudo de Macintyre et al. 2023 utilizou de modelagem química atmosférica de alta resolução espacial para simular as concentrações futuras de poluição do ar em todo o Reino Unido para 2030, 2040 e 2050 com base nas projeções atuais de políticas do Reino Unido e da Europa. Onde foram combinadas concentrações ponderadas pela população regional do Reino Unido com as últimas relações epidemiológicas para quantificar a mortalidade associada a mudanças na poluição do ar por PM_{2.5} e NO₂. As análises de HIA sugerem que até 2050, a exposição ponderada pela população ao PM_{2.5} reduzirá de 28% a 36% e para o NO₂ de 35% a 49%, dependendo da região. A HIA também mostra que a mortalidade anual atribuível aos

efeitos da exposição de longo prazo ao PM_{2.5} e NO₂ está na faixa de 26.287 a 42.442 e que as cargas de mortalidade no futuro serão substancialmente reduzidas, sendo menores em 31%, 35% e 37% em 2030, 2040 e 2050, respectivamente (em relação a 2018).

Trazendo a HIA para um contexto brasileiro, o estudo de Leão et al. 2021 teve como objetivo em seu estudo realizar uma avaliação de impacto à saúde em Recife, hipotetizando um cenário em que os níveis de PM₁₀ e PM_{2.5} permaneceriam, ao longo do ano, como no período mais restritivo de mobilidade humana decorrente da COVID-19. Os dados de material particulado (PM₁₀ e PM_{2.5}) foram medidos durante a pandemia e foram utilizados dados populacionais e de saúde de 2018. Os resultados obtidos nesse estudo apontam uma redução na concentração de PM_{2.5} de até 43,7% e PM₁₀ de até 29,5% durante o período de isolamento social na cidade analisada. A redução em PM_{2.5} evitaria 106 mortes anuais por causas não externas e 58 mortes anuais por doenças cardiovasculares. Neste cenário, seriam economizados US\$ 294,88 milhões (US\$ 114,88 milhões de problemas cardíacos e US\$ 180 milhões de causas não externas). Ao considerar as hospitalizações evitadas pela diminuição de PM₁₀, foi observado 57 internações a menos por doenças respiratórias, 42 por doenças cardíacas e uma redução de 37 mortes por causas não externas.

O estudo realizado por Tavella et al. (2022) que teve como objetivo investigar os níveis de PM_{2.5} na área industrial e urbana de Rio Grande/RS determinar a concentração de metais (As, Cd, Cu e Pb) e de 16 HPAs nas amostras de PM_{2.5}, além de condizir uma avaliação de risco à saúde desses contaminantes e a avaliação de impacto à saúde para dois cenários possíveis de redução dos níveis de PM_{2.5}. Esse estudo apresenta como principais descobertas que os níveis desse poluente na cidade de Rio Grande foram mais altos do que os permitidos na legislação brasileira atual, tanto na área industrial quanto na urbana; que a existência de riscos não carcinogênicos e carcinogênicos para metais presentes em todas as amostras; a ausência de risco carcinogênico para os HPAs avaliados; e os cenários de redução propostos apontaram para uma redução de até 22 mortes anuais em conjunto com reduções nos gastos relacionados à saúde.

Nota-se que a HIA é uma importante ferramenta de avaliação para a saúde da população, trazendo dados necessários para gestão e melhorias na saúde pública, auxiliando na promoção da saúde pública, através da identificação de impactos na saúde, assim implicando na tomada de decisões ao fornecer uma análise detalhada dos impactos, capacitando tomadores de decisão a entender as consequências de suas políticas e ações. Isso ajuda na formulação de políticas mais eficazes e sustentáveis, levando em

consideração tanto os benefícios quanto os riscos para a saúde. Avaliações como essa, corroboram para prevenção de danos a população.

2.7.1.2 Mortes atribuíveis à poluição do ar

Estima-se que 5,13 milhões de mortes em excesso por ano em todo o mundo são atribuíveis à poluição do ar ambiente pelo uso de combustíveis fósseis (Lelieveld et al. 2023). O cálculo de mortes atribuíveis a poluição do ar é utilizada em diferentes estudos, visando considerar causas de mortes decorrentes da exposição de longo prazo a diferentes poluentes (Burnett et al. 2022), incluindo no cálculo desfechos como: infecções respiratórias inferiores, acidente vascular cerebral, doença cardíaca isquêmica, diabetes tipo 2, câncer de pulmão e doença pulmonar obstrutiva crônica.

Historicamente, as estimativas do risco relativo de mortalidades atribuíveis da exposição de longo prazo à poluição do ar foram derivadas de estudos epidemiológicos de coorte que consideravam múltiplos fatores de risco, incluindo tabagismo e dietas não saudáveis (Lelieveld et al. 2023), os membros da coorte foram monitorados longitudinalmente, levando em consideração as causas de morte (ou seja, durante vários anos até décadas). Atualmente, diferentes estudos utilizam essa metodologia, buscando relacionar diferentes desfechos de saúde, com a poluição, tendo em vista que o impacto da exposição de longo prazo à poluição do ar na causa de morte é derivado por meio da associação estatística com dados locais de qualidade do ar.

Na China, a quantificação dos impactos na saúde atribuíveis ao PM_{2,5} (partículas com diâmetro aerodinâmico $\leq 2,5 \mu\text{m}$) tem implicações importantes para enfrentar a poluição do ar. Um estudo realizado por Maji et al (2018) relata a mortalidade a longo prazo relacionada ao PM_{2,5} no ano de 2015 em 161 cidades de nove regiões da China, usando o modelo de risco de exposição integrada (IER) para funções de resposta à exposição (ERF) do PM_{2,5}. Onde seus resultados apontam que a mortalidade prematura relacionada ao PM_{2,5} em 161 cidades foi de 652 mil, cerca de 6,92% do total de mortes na China durante o ano de 2015.

Entre todas as mortes prematuras, as contribuições de doença cerebrovascular (derrame), doença cardíaca isquêmica (DCI), doença pulmonar obstrutiva crônica (DPOC), câncer de pulmão (CP) e infecções respiratórias agudas inferiores (IRAs) foram de 51,70, 26,26, 11,77, 9,45 e 0,82%, respectivamente. A mortalidade prematura em

idades densamente povoadas é muito alta, como Tianjin (12.533/ano), Pequim (18.817/ano), Baoding (10.932/ano), Xangai (18.679/ano), Chongqing (23.561/ano), Chengdu (11.809/ano), Harbin (9037/ano) e Linyi (9141/ano). O mesmo estudo traz previsões em relação aos cenários futuros na China, onde mostra que na situação atual, até o final do ano de 2030, mesmo que o governo chinês alcance sua meta de atender ao padrão nacional de qualidade do ar ambiente para $PM_{2,5}$ ($35 \mu g/m^3$), a mortalidade prematura total atribuível ao $PM_{2,5}$ será de 574 mil em 161 cidades.

Um estudo considerando a população global em 2010 (6,8 bilhões) traz dados que apontem uma média de mortalidade per capita atribuível à poluição do ar é cerca de 5 por 10.000 pessoa/ano. Dessas 5 pessoas por 10.000 em todo o mundo, cerca de 2 morrem por CEV (doenças no sistema cardiovascular), 1,6 por IHD (cardiopatia isquêmica), 0,8 por COPD (doenças pulmonares obstrutivas), 0,35 por ALRI (e doença respiratória aguda inferior) e 0,25 por LC (câncer de pulmão). A maior mortalidade per capita é encontrada na região do Pacífico Ocidental, seguida do Mediterrâneo Oriental e do Sudeste Asiático. A combinação de alta mortalidade per capita com alta densidade populacional explica o maior número (de longe) de mortes no Pacífico Ocidental, sendo a China a principal contribuinte (1,36 milhões por ano) (Lelieveld et al. 2015)

O estudo de Landrigan et al. (2017) traz dados que apontam em 2015, a poluição do ar foi responsável por 19% de todas as mortes cardiovasculares no mundo, 24% das mortes por doença cardíaca isquêmica, 21% das mortes por acidente vascular cerebral e 23% das mortes por câncer de pulmão. Um estudo realizado na Europa, sobre as estimativas de mortalidade atribuíveis a exposição ambiente a $PM_{2,5}$, investigou o papel da resolução espacial e da estratificação vertical de um modelo regional de qualidade do ar, usado para calcular os impactos do $PM_{2,5}$ na saúde pública e na mortalidade. Foi utilizado espaçamentos de grade de 100 km e 20 km para calcular concentrações médias anuais de $PM_{2,5}$, que são, por sua vez, aplicadas na estimativa de mortalidade prematura por doenças cardiovasculares e respiratórias. O uso do modelo resultou em cerca de 535.000 mortes prematuras anuais sobre o domínio estendido da Europa (Kushta et al. 2018).

Em diferentes estados dos Estados Unidos, Dedoussi et al. (2020) quantificaram os níveis de poluição do ar e avaliaram seu impacto na mortalidade prematura, associada ao aumento da exposição humana ao $PM_{2,5}$ e ao O_3 provenientes de setores de emissão no período de 2005 a 2018. Em média, foi descoberto que de 41% a 53% da mortalidade

prematura relacionada à qualidade do ar resultante das emissões de um estado ocorre fora desse estado.

No Extremo Sul do Brasil, um estudo utilizando a metodologia de mortes atribuíveis à poluição do ar, realizado por Honscha et al. (2021) em um cenário em que os níveis de PM estão dentro dos limites legais, mais de 11% das mortes por doenças cardiovasculares foram atribuídas à poluição por PM_{2,5}, e a redução nos níveis de PM₁₀ e PM_{2,5} pode ser responsável pelo aumento da expectativa de vida em até 17 meses e ganhos monetários superiores a US\$ 24 milhões, devido à redução nas hospitalizações e mortalidade. O mesmo estudo ainda destaca a importância de pesquisas dessa natureza, pelo fato de serem ferramentas importantes disponibilizadas para os tomadores de decisão, visando aprimorar as leis ambientais e, consequentemente, melhorar a qualidade de vida e os indicadores de saúde da população.

A metodologia para estimar mortes atribuíveis à poluição do ar desempenha um papel importante, pois além de fornecer uma avaliação do impacto direto da poluição atmosférica na saúde humana, essas estimativas são fundamentais para compreensão dos cenários atuais. A metodologia também contribui para uma compreensão mais profunda das condições de saúde mais afetadas pela poluição do ar, com estimativas que permitem o entendimento sobre os riscos associados à essa exposição, visando identificar grupos mais vulneráveis e suscetíveis a essa problemática.

2.7.1.2.3 Poluição do ar em áreas de mineração de carvão

As atividades humanas estão estritamente relacionadas ao aumento de sítios contaminados e considerando a poluição do ar as áreas de exploração do carvão mineral possuem destaque pela liberação de poluentes em todas as etapas do processo de exploração e queima do carvão. Além de impactar a área minerada, a mineração de carvão também afeta as comunidades circundantes (Brown et al. 2013). A mineração superficial, em particular, contribui para a poluição do ar local (Ghose et al. 2007; Espitia-Pérez et al. 2018), com efeitos genotóxicos documentados (Kurth et al. 2015) e riscos aumentados de câncer, doenças cardiovasculares e doenças respiratórias entre as populações das comunidades (Esch et al. 2011).

Um estudo recente na Austrália relatou que a qualidade do ar, medida por dióxido de enxofre (SO₂), óxidos de nitrogênio (NO_x) ou material particulado com diâmetro

aerodinâmico ≤ 10 micrômetros (PM_{10}) ou $\leq 2,5$ micrômetros ($PM_{2,5}$), estava significativamente elevada em regiões de mineração de carvão em comparação com outras partes do estado (Hendryx et al. 2015).

A poeira de carvão é um pó fino que se forma durante o processo de mineração e de outros processos relacionados ao carvão (Islam et al. 2017). A distribuição de tamanho e a composição química das partículas são altamente complexas, gerando pequenos fragmentos respiráveis de diferentes diâmetros como é o exemplo do PM_{10} e $PM_{2,5}$ (Islam et al. 2017). A poeira de carvão contém macerais orgânicos e minerais inorgânicos (por exemplo, sílica de quartzo, filossilicatos e sulfetos) que podem levar a danos nas células respiratórias. Partículas respiráveis de poeira de carvão podem superar o sistema de filtração das vias aéreas oral e nasal devido ao seu pequeno tamanho e podem se transportar para a região inferior das vias aéreas (Rothen-Rutishauser et al. 2005), promovendo inflamação das células epiteliais alveolares e reduzir a depuração mucociliar (Moreno et al. 2019). Partículas respiráveis de minas de carvão influenciam na superprodução de espécies reativas de oxigênio nas vias aéreas mais profundas, o que eventualmente prejudica o sistema antioxidante das células (Hendryx et al. 2015).

A região de Candiota, situada no extremo sul do Brasil, possui aproximadamente 40% das reservas de carvão do país, sendo considerado um grande gerador de poluentes atmosféricos relacionados principalmente aos processos de queima de carvão (Honscha et al. 2023). Na área conhecida como polo econômico de Candiota, estão localizadas as principais atividades industriais do município.

Dentre essas atividades, incluem-se a exploração e o beneficiamento do carvão mineral, usinas termelétricas e fábricas de cimento. Diferentes estudos realizados na região, indicam que ela sofre com consequências da poluição em diferentes compartimentos ambientais, onde se expandem para cidades ao seu redor. Por exemplo, em áreas próximas a regiões de mineração, as concentrações no material particulado se aproximam dos limites estabelecidos pela legislação nacional (da Silva Júnior et al. 2019; Bigliardi et al. 2021).

As atividades de mineração de carvão são uma importante fonte de contaminação ambiental (Franzen et al. 2021). Essas atividades liberam grandes quantidades de substâncias que podem formar misturas complexas contendo CO_x , NO_x , SO_x , metais e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos no ambiente (Amoatey et al. 2019). Sendo assim, contribuindo para a diminuição da qualidade do ar, formação de chuva ácida, deterioração de ecossistemas, e efeitos adversos na saúde (Yim et al. 2019), como as doenças não

transmissíveis, problemas pulmonares e doenças cardiovasculares (Da Silva Júnior et al. 2018; Rivera-Ortega et al. 2019; Kamanzi et al. 2023).

Com a exposição a elementos potencialmente poluidores oriundos da mineração de carvão, a população se torna propícia a riscos maiores à saúde, principalmente quando sua residência é próxima ao local de origem dos poluentes, como as minas de exploração de carvão e usinas termelétricas (Ramires et al. 2022). Diferentes estudos realizados em Candiota, indicam que a região sofre com consequências da poluição. Por exemplo, em áreas próximas a regiões de mineração, as concentrações de chumbo (Pb) no solo e no material particulado (PM₁₀) se aproximam dos limites estabelecidos pela legislação nacional (da Silva Júnior et al. 2019; Bigliardi et al. 2021). Além disso, os níveis de Pb nas águas superficiais nas proximidades excedem os limites recomendados pela legislação brasileira (10 µg/l) (da Silva Bonifácio et al. 2021).

Um estudo realizado na região, traz informações sobre avaliação de risco a saúde humana, tendo como foco os HPAs, poluentes atmosféricos considerados prioritários devido ao seu grande potencial carcinogênico. O estudo teve como objetivo avaliar o risco de saúde carcinogênico da exposição por inalação de HPAs em indivíduos que vivem na cidade de Candiota. Um total de 158 indivíduos foram incluídos no estudo. O monitoramento de HPAs e parâmetros meteorológicos foi realizado, e a avaliação do risco de saúde foi determinada por meio do quociente equivalente tóxico do benzo(a)pireno (BaP-TEQ) e da estimativa do risco de câncer vitalício incremental (ILCR).

A área de atividade de carvão de Candiota demonstrou uma concentração anual de HPAs de 27,7 ng/m³, concentração de PM₁₀ de 26,3 µg/m³, concentração de SO₂ de 9,5 µg/m³, um valor de BaP-TEQ de 0,3 ng/m³ e uma inalação diária de 62,4 ng/dia. A comparação entre as estações não mostrou diferença na concentração de HPAs e BaP-TEQ. Foram observados valores de ILCR de $2,8 \times 10^{-6}$ e $2,6 \times 10^{-6}$ para estimativas com base em valores de referência e reais, respectivamente, e esses níveis estavam acima do limite de referência de 10^{-6} , indicando risco de câncer, e evidenciando a problemática atrelada a essa região (Marmett et al. 2023)

Todos os pontos abordados anteriormente, ressaltam a importância de estudos relacionados as consequências que podem ser geradas através da exposição aos diferentes poluentes atmosféricos, além da relação das mudanças no clima gerado pelo uso exacerbado de recursos não renováveis como o carvão mineral.

2.8 Contextualização de mudanças climáticas e aumento da temperatura global

O Relatório Especial do IPCC sobre os Impactos do Aquecimento Global de 1,5 destacou a dificuldade significativa para as cidades desenvolverem medidas de adaptação que permitam a manutenção de circunstâncias favoráveis para a população (Baills et al. 2020), principalmente as que residem em áreas que representam risco para sua saúde. As mudanças climáticas são uma grande questão a serem consideradas, visto que exercem uma influência em todos os parâmetros meteorológicos (Li et al. 2014). O aumento das temperaturas que se intensificam com o passar dos anos, podem levar a resultados como a uma pressão de vapor de água mais alta e pode fazer com que certos poluentes evaporem mais facilmente, entrando na atmosfera, onde podem ser transportados para outros locais (Crepaldi et al. 2022)

Atualmente, modelos climáticos estão sendo desenvolvidos para medir o impacto das mudanças climáticas e suas interações (Costa et al. 2020). As complexas interligações entre a atmosfera, a biosfera, a hidrosfera, a criosfera e a geosfera revelam um planeta agindo como um sistema complexo em constante mudança, principalmente com a influência do aquecimento global (Crepaldi et al. 2022).

A espécie humana adquiriu a capacidade de, por meio da queima de combustíveis fósseis, modificar a composição da atmosfera. Observamos alterações significativas nas concentrações atmosféricas de CO₂ (dióxido de carbono), CH₄ (metano), N₂O (óxido nitroso), O₃ (ozônio), aerossóis e nuvens, entre outras mudanças (OMS, 2016). Com isso, os cenários globais de longo prazo têm sustentado a pesquisa e a avaliação das mudanças ambientais (O'Neill et al. 2020). Nos últimos dez anos, a comunidade de pesquisa sobre mudanças climáticas desenvolveu uma estrutura de cenários combinando futuros alternativos do clima e da sociedade para facilitar a pesquisa integrada e a avaliação consistente para informar as políticas (O'Neill et al. 2020).

No que diz respeito ao objetivo de incentivar avaliações científicas mais coerentes, a estrutura de cenários tem sido amplamente utilizada em diferentes estudos atuais, todos seguindo as premissas apontadas pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) (Shukla et al. 2019). Os Caminhos Socioeconômicas Compartilhadas (SSPs) representam um conjunto de cenários que oferece diferentes perspectivas para a sociedade, facilitando uma análise integrada dos impactos, vulnerabilidades, adaptação e mitigação das mudanças climáticas futuras (O'Neill et al. 2020). Os SSPs, são capazes de

delinear possíveis desenvolvimentos sociais futuros, podem ser aplicadas em diversas escalas geográficas (como global, regional e nacional) para estabelecer conexões entre as mudanças climáticas e outros impactos (Absar & Preston et al. 2015).

Os SSPs podem ser associadas às Vias de Concentrações Representativas (RCPs) (O'Neill et al. 2020) que representam emissões e concentrações de gases de efeito estufa, bem como sua força radiativa combinada. Por exemplo, o RCP4.5 reflete níveis de força radiativa aproximadamente alinhados com a meta do Acordo de Paris de limitar o aquecimento global a 2 °C ou menos até o final do século, em comparação com os tempos pré-industriais. A combinação das SSPs e RCPs gera cenários que abrangem uma variedade de opções de resposta às mudanças climáticas, onde podem ser moldados de acordo com o intuito da pesquisa (Marcos Junior et al. 2018).

As predições de cenários futuros se tornam extremamente importantes, pois poluentes atmosféricos, têm o potencial de afetar a saúde de populações distantes (Roy et al. 2018). Há um entendimento crescente de que as mudanças climáticas terão efeitos profundos, principalmente prejudiciais, na saúde humana, e esses efeitos serão distribuídos de maneira desigual, afetando populações vulneráveis. Existem diferentes modelos ou ferramentas para predição de cenários futuros, entre eles o uso do *machine learning* (Ravindra et al. 2023)

2.9 Machine Learning - ferramenta para análises preditivas

Entre os modelos de predição responsáveis por desenvolver cenários futuros em diferentes contextos de mudanças no clima, o Machine Learning é uma ferramenta que usa técnicas de inteligência artificial que envolve o uso de algoritmos que permite a identificação de padrões dentro de uma base de dados. Permitindo que a ferramenta através de modelos matemáticos realize previsões de comportamentos dos dados (Ravindra et al. 2023). Essa técnica visa fornecer aos computadores a capacidade de aprender a executar tarefas específicas sem serem explicitamente programados por um humano (Méndez et al. 2023).

Uma das principais aplicações desta técnica em estudos de poluição do ar é no desenvolvimento de modelos preditivos (Aditya et al. 2018; Harishkumar et al. 2020; Méndez et al. 2023). Nesse contexto, o Machine Learning é uma ferramenta utilizada para avaliar e compreender o comportamento dos poluentes do ar em relação a diversos

fatores, como aumento de temperatura e variáveis meteorológicas. Posteriormente, podem ser empregados para realizar previsões sobre o comportamento futuro dos poluentes atmosféricos diante de mudanças em variáveis. Essas previsões desempenham um papel crucial na orientação das decisões das autoridades competentes, identificando áreas que necessitam de intervenção.

Um estudo realizado por Harishkumar et al. (2020) investigou modelos preditivos de aprendizado de máquina para prever a concentração de material particulado no ar atmosférico com base em conjuntos de dados de monitoramento da qualidade do ar de Taiwan, obtidos de 2012 a 2017, contemplando modelos que poderiam ser treinados em dados históricos de qualidade do ar, parâmetros meteorológicos e outros fatores relevantes e, em seguida, usados para fazer previsões sobre o comportamento futuro dos poluentes do ar. Por final, o autor conclui que o Machine Learning é uma ferramenta poderosa com potencial para revolucionar a forma como estudamos e entendemos a poluição do ar. Embora existam desafios associados a esta técnica as suas vantagens, em termos de processamento de grandes quantidades de dados e de fazer previsões precisas, superam em muitos esses desafios. Dessa forma, o uso desta técnica, em conjunto a um banco de dados com alta qualidade e precisão de informação, é um aliado extremamente poderoso que é recomendado em múltiplas aplicações e estudos que avaliem poluentes atmosféricos.

Ainda em relação ao uso da ferramenta, um estudo realizado na China teve como objetivo equipar 260 veículos elétricos em uma frota de transporte por aplicativo, com sensores de baixo custo para coletar dados em tempo real e com resolução espacial sobre as concentrações de material particulado fino ($PM_{2.5}$). Utilizando esses dados, foi desenvolvido um modelo de árvore de decisão para inferir a distribuição das concentrações de $PM_{2.5}$ em Pequim com resolução de 1 km por 1 km e 1 hora. Os resultados conseguem mostrar variações tanto de curto quanto de longo prazo nas concentrações urbanas de $PM_{2.5}$ e identificar pontos locais de poluição do ar. E para prever as concentrações de $PM_{2.5}$ em horas de grade sem o uso de dados estacionários ou de monitoramento, foi utilizado o Machine Learning. As variáveis de entrada do modelo incluem dados de concentração horária de $PM_{2.5}$ dos três monitores estacionários mais próximos e de quatro monitores móveis no mesmo horário, concentração horária do monitor móvel mais próximo na última hora e variáveis adicionais sobre uso do solo, redes viárias e dados meteorológicos (Zho et al. 2021).

Outro estudo realizado, mas no contexto brasileiro, utilizando o Machine Learning como ferramenta, teve foco em Recife, localizada no Nordeste do Brasil, com a intenção de entender a dinâmica da poluição do ar no período de pandemia. Nesse contexto, o objetivo do estudo foi avaliar o comportamento dos poluentes atmosféricos entre os meses de maio de 2020 e setembro de 2021, observando a cronologia de Interrupção–Recuperação das atividades econômicas. As concentrações de poluentes (O_3 , NO_2 , SO_2 , $PM_{2.5}$, PM_{10} e CO) foram obtidas por satélite, assim como variáveis meteorológicas, usadas para prever os níveis de poluentes no ano de 2021 usando aprendizado de máquina. A comparação das médias mensais de poluentes entre 2020 e 2021 mostrou um aumento significativo em NO_2 , SO_2 , $PM_{2.5}$, PM_{10} e CO , além de uma diminuição nas concentrações de O_3 . Os dados estimados para o ano de 2021 por meio de aprendizado de máquina mostraram que os níveis de NO_2 , SO_2 , $PM_{2.5}$, PM_{10} e CO foram mais altos do que o esperado em 15,9%, 14,6%, 25,9%, 15,3% e 2,2%, respectivamente, enquanto os níveis de O_3 foram 6,7% mais baixos do que o esperado (Da Silva Juíunior et al. 2022)

Em linhas gerais, a Aprendizagem de Máquina se destaca como uma ferramenta poderosa com o potencial de revolucionar a abordagem ao estudo e compreensão da poluição do ar. A adoção dessa técnica, aliada a um banco de dados de alta qualidade e precisão, representa um recurso extremamente poderoso, sendo altamente recomendada em diversas aplicações e estudos relacionados à avaliação de poluentes atmosféricos em diferentes cenários.

3. Objetivos

3.1 Geral

O objetivo geral do presente estudo foi predizer o impacto do aumento simulado de temperatura local nos níveis de poluentes do ar e nos indicadores de saúde em cidades de uma região de exploração de carvão

3.1.2 Específicos

- Simular uma atmosfera do futuro em cenários previstos pelo IPCC (RCP 4.5 e 8.5)
- Avaliar as concentrações dos poluentes atmosféricos (O_3 , PM_{10} e $PM_{2.5}$) diante os cenários de aumento na temperatura
- Avaliar o aumento da mortalidade atribuída a poluentes do ar em cenários de aumento simulado de temperatura para PM_{10} e $PM_{2.5}$
- Avaliar o impacto da redução dos cenários preditos para o observado através da metodologia de HIA para compreender o número de casos evitados em diferentes desfechos para os poluentes PM_{10} e O_3

4. Material e métodos

4.1 Area de estudo

A área compreendida pelo estudo contempla 7 municípios localizados em uma região carbonífera ao sul do Brasil, no estado do Rio Grande do Sul. Estes municípios são: Aceguá, Bagé, Candiota, Herval, Hulha Negra, Pedras Altas e Pinheiro Machado (Figura 9). O município de Candiota está localizado a cerca de 400 quilômetros da capital do estado, Porto Alegre, e possui uma área de 933,628 m² e um total de 9,647 habitantes (IBGE, 2020).

Em Candiota se encontram potenciais fontes poluidoras como a Usina Termelétrica Pampa Sul (31° 26' 54.8" S, 53° 46' 43.4" W), Usina Termelétrica Presidente Médici (31° 33' 01.9" S, 53° 40' 58.8" W) e duas áreas de mineração de carvão (mina menor 31° 26' 49.7" S, 53° 42' 26.4" W e mina maior 31° 34' 59.7" S, 53° 43' 15.6" W).

Em termos de população, Pedras Altas e Aceguá apresentam os menores números, ambas com menos de 5.000 habitantes. Hulha Negra e Herval também são próximas em termos de habitação, ambas com menos de 7.000 habitantes (IBGE 2022). Candiota e Pedras Altas, onde se concentram empreendimento ativos relacionados à exploração e beneficiamento de carvão mineral, também têm números similares de moradores, ambos com menos de 12.000 habitantes. Já a cidade de Bagé, tem os maiores números em relação a população da região, com um total de 117.938 habitantes

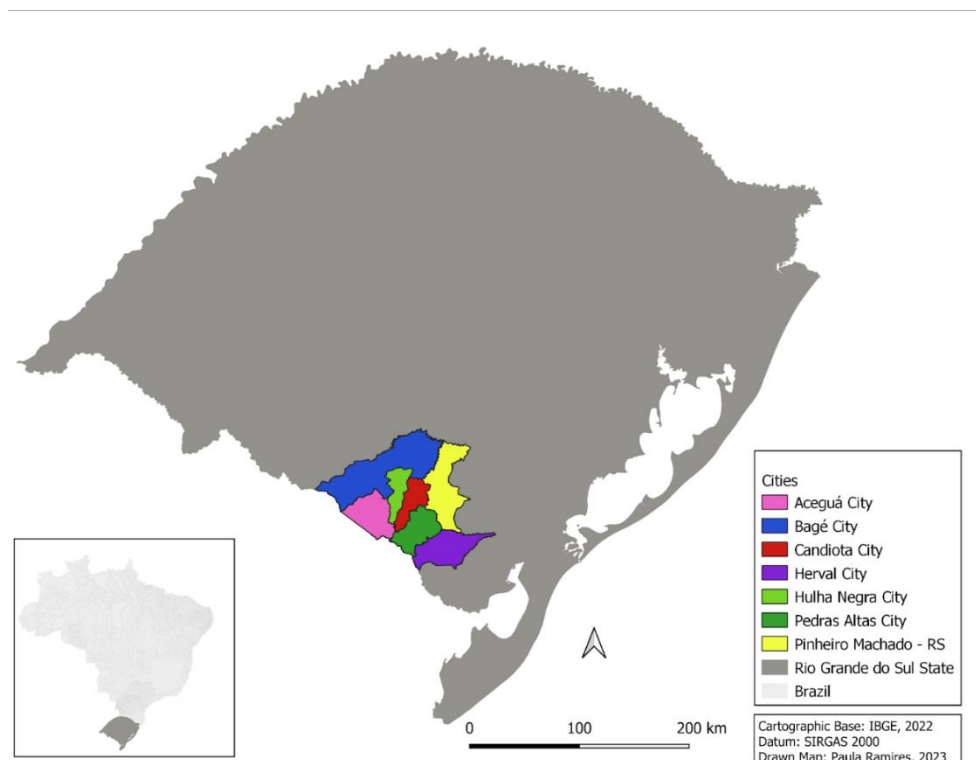


Figura 9. Mapa da localização dos sete municípios estudados.

4.1.2 Coleta de dados de poluição e variáveis meteorológicas

Os dados dos poluentes (O_3 , MP_{10} e $PM_{2,5}$) foram coletados a partir do aplicativo The Weather Channel. As variáveis meteorológicas foram obtidas do banco de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), sendo elas: velocidade dos ventos, umidade, pressão atmosférica e índice UV, e do Sistema de Monitoramento Agrometeorológico Agriempo, incluindo temperatura e pluviosidade. Esses dados foram coletados diariamente durante o período entre setembro de 2020 e setembro de 2021, no horário de 12h.

Para organizar o banco de dados de variáveis meteorológicas e ambientais, utilizamos o Software Excel. Para lidar com dados faltantes em dias específicos, adotamos a metodologia do estudo realizado por (Hadeeda et al. 2020). Essa metodologia sugere a inserção da média geral (anual) do poluente (ou das variáveis meteorológicas) para suprir a falta de informação. Aplicamos essa metodologia em 7 dias não consecutivos distribuídos entre as 7 cidades analisadas, completando assim o banco de dados.

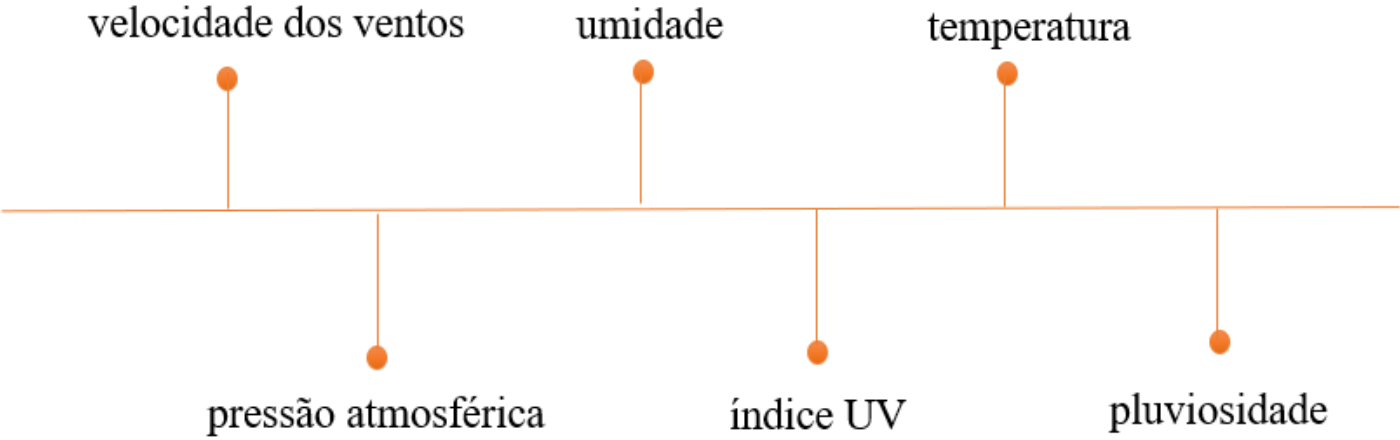


Figura 9. Variáveis meteorológicas utilizadas para as análises preditoras

4.1.2.3 Coleta de dados de saúde e população

Para obter os dados de saúde, foram utilizadas as informações de internações e mortalidade disponíveis no DATASUS para as 7 cidades do estudo no ano de 2022. Esses dados foram coletados estratificados acordo com faixas etárias específicas. Além disso, os dados populacionais correspondentes foram coletados com base no mais recente Censo publicado em 2022. O Censo é uma contagem oficial da população e de características demográficas conduzido periodicamente por agências governamentais responsáveis pela coleta e análise de dados estatísticos, como o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) no Brasil.

Tabela 5. Informações de mortalidade e internações extraídos do DATASUS

Dados de mortalidade	Dados de internações
Total (não externas)	Total (não externas)
Sistema respiratório	Sistema respiratório
Sistema circulatório	Sistema circulatório
Doença pulmonar obstrutiva crônica (DPOC)	
Câncer de pulmão	

4.2 Simulações

Os dados foram submetidos a uma análise de correlação de Pearson para investigar a associação entre as variáveis meteorológicas e os poluentes do ar e aquelas variáveis significativas foram empregadas no estudo de simulação. Os cenários de aumento de temperatura vão ser simulados no software Statistica (v.10.0) utilizando o método Machine Learning (ML). O comportamento dos poluentes frente ao aumento de temperatura será mensurado nos dois cenários (RCP4.5 e RCP8.5). Esses cenários consideram um aumento significativo da temperatura para os municípios analisados (+2°C com base no RCP4.5; e +4°C com base no RCP8.5).

A simulação dos níveis de PM₁₀, PM_{2,5} e O₃ foram ser calculadas através de dois cenários preditos, sendo um mais conservador de (+2°C) e outro mais alarmista (+4°C), ambos dentro das faixas contidas no novo documento do Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC 2021). As variáveis meteorológicas consideradas foram temperatura, pluviosidade, umidade, velocidade dos ventos, índice UV.

Machine Learning (Support Vector Machine)

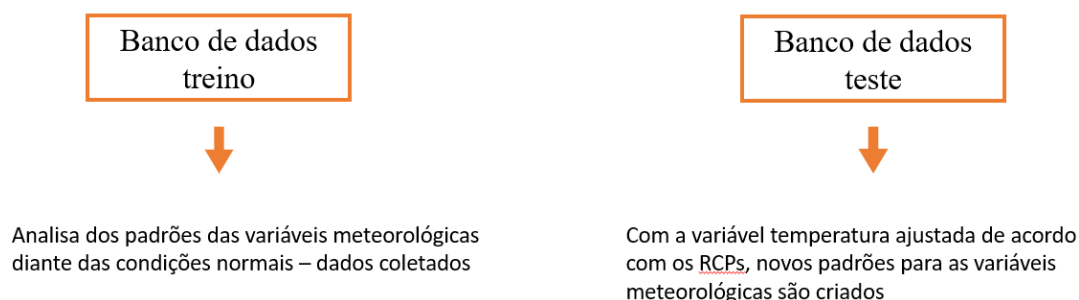


Figura 10. Etapa 1 das análises (própria autoria)

4.2.1 Análise dos dados

O modelo de Aprendizado de Máquina utilizado para a predição dos diferentes cenários propostos foi o Support Vector Machine (Máquina de Vetores de Suporte). Para a simulação da “atmosfera do futuro” será realizado primeiramente, uma análise bivariada

de todas as variáveis meteorológicas empregadas (variáveis dependentes), com o aumento de temperatura de +2°C e +4°C (variável independente), assim obtendo um novo banco, com as variáveis meteorológicas modeladas de acordo com os cenários propostos. Após essa etapa, os poluentes O₃, PM_{2,5} e PM₁₀, serão as variáveis dependentes, enquanto as variáveis temperatura, velocidade do vento, pluviosidade, umidade, pressão atmosférica e índice UV, variáveis preditoras (assim como representado no fluxograma abaixo). Com isso, o comportamento de cada variável meteorológica em relação ao aumento da temperatura será estimado isoladamente para que os valores observados fossem combinados com os poluentes, e assim prever esses cenários de forma mais realista, contemplando os efeitos das mudanças no clima em um contexto completo.

Resumo – ETAPA 1

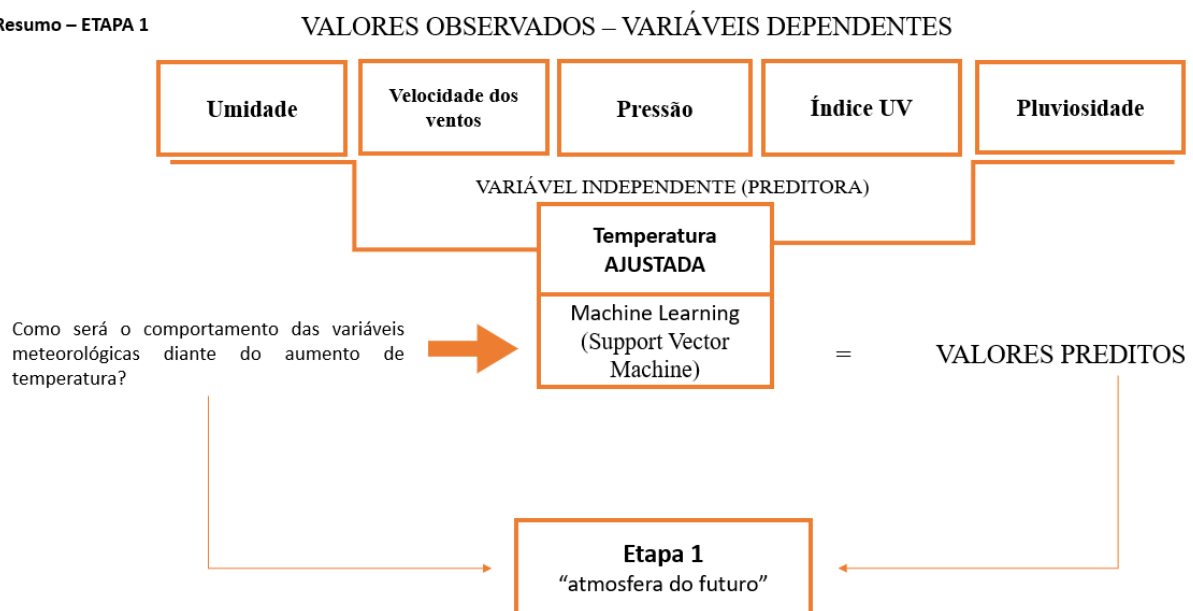


Figura 11. Etapa 1 das análises de forma resumida

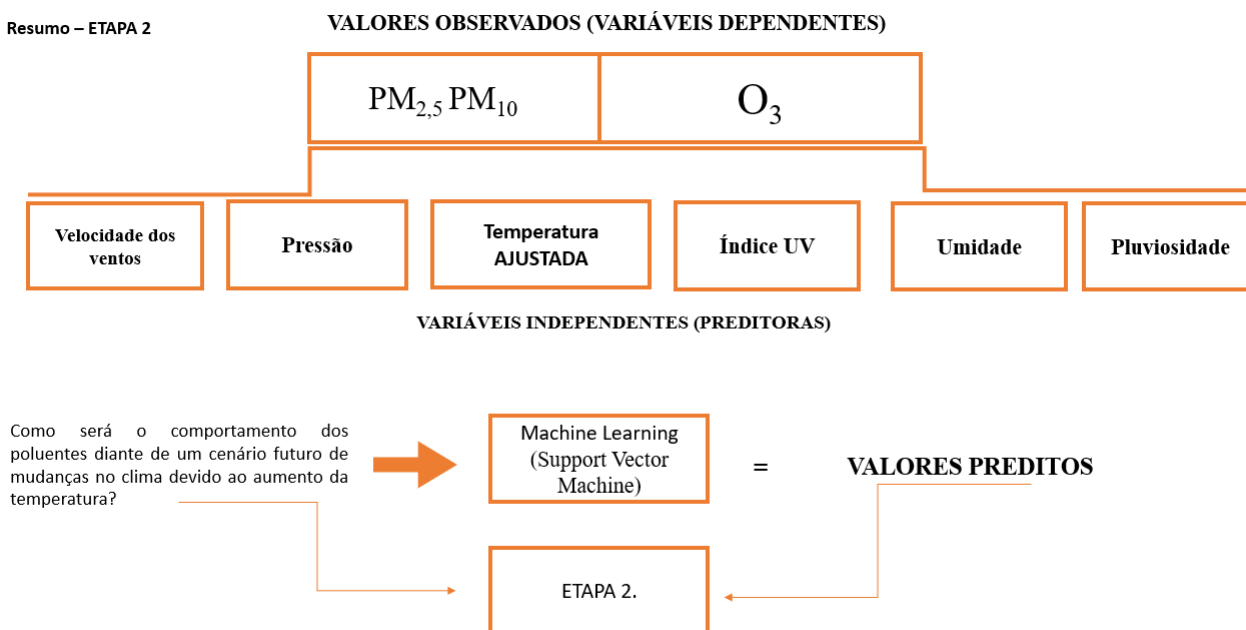


Figura 12. Etapa 2 das análises de forma resumida

4.2.2 Avaliação de impacto a saúde

Para realização da HIA foram utilizadas as informações de internações descritas na tabela 5, onde as informações estão disponíveis no DATASUS. O cálculo de HIA foi realizado utilizando a planilha “tool short term (rev. Sept 2013)”, uma ferramenta desenvolvida pelo projeto Aphekom, que tem fornecido novas informações e ferramentas que permitem aos tomadores de decisão estabelecerem políticas nacionais e locais mais eficazes (Pascal et al. 2013). A HIA foi calculada para os poluentes PM₁₀ e O₃. PM_{2,5} não foi incluído na análise pois o modelo não inclui o poluente.

Os cenários desenvolvidos para a avaliação, são calculados de acordo com as informações obtidas dos diferentes resultados de aumento de temperatura, sendo eles RCP 4.5 e 8.5. Uma metodologia foi desenvolvida para compreender o impacto da redução da poluição, transitando dos cenários futuros para a realidade atual, o que nos possibilita quantificar o número de casos evitados. Isso significa que as mortes que poderiam ser evitadas devido à redução da poluição são calculadas com base nas médias observadas (dados originais). Os resultados da Avaliação de Impacto na Saúde (HIA) revelam o seguinte: se os cenários futuros se concretizarem e conseguirmos reduzir os níveis de poluição para os observados atualmente, quantas mortes essa redução poderia evitar.

4.2.2.3 Mortes atribuíveis à poluição do ar

Para compreender a relação da poluição do ar e os dados de mortalidade da população estudada, foi utilizado um software desenvolvido pela OMS. Este software foi criado com o intuito de avaliar o impacto da poluição do ar na saúde humana em um determinado tempo e lugar. Todos os cálculos realizados pelo software AirQ+ são baseados em funções de resposta à concentração e métodos obtidos a partir de estudos epidemiológicos (OMS, 2017). O AirQ+ estima a proporção atribuível, casos atribuíveis por 100.000 pessoas em risco e a proporção de casos em uma faixa de concentração de poluentes do ar (de acordo com a incidência basal de resultados de saúde).

Para o cálculo de mortes atribuíveis foram utilizados dados demográficos disponíveis no Censo de 2022, além das informações de concentração média anual de PM_{2,5} resultantes dos diferentes cenários de aumento de temperatura e os dados reais para as 7 cidades analisadas no estudo.

Tabela 6. Dados de saúde utilizados para o cálculo de mortes atribuíveis

CID 10	Condição	Faixa etária
A00-R99	Mortalidade por causas naturais	<30
J40 – J44, J47	DPOC	<30
C33-C34	Câncer de pulmão	<30
J10-J22, P23, U0	Infecção respiratória	<30
I00- I99	Sistema circulatório	<30

5 Referências

Absar, S. M., & Preston, B. L. (2015). Extending the Shared Socioeconomic Pathways for sub-national impacts, adaptation, and vulnerability studies. *Global Environmental Change*, 33, 83-96.

Adisasmito, W. B., Almuhairi, S., Behraves, C. B., Bilivogui, P., Bukachi, S. A., Casas, N., ... & Zhou, L. (2022). One Health: A new definition for a sustainable and healthy future. *PLoS Pathogens*, 18(6), e1010537.

Aditya, C. R., Deshmukh, C. R., Nayana, D. K., & Vidyavastu, P. G. (2018). Detection and prediction of air pollution using machine learning models. *International journal of engineering trends and technology (IJETT)*, 59(4), 204-207.

Ahern, M., & Hendryx, M. (2012). Cancer mortality rates in Appalachian mountaintop coal mining areas. *J. Environ. Occup. Sci*, 1(2), 63-70.

Allen, J. L., Oberdorster, G., Morris-Schaffer, K., Wong, C., Klocke, C., Sobolewski, M., ... & Cory-Slechta, D. A. (2017). Developmental neurotoxicity of inhaled ambient ultrafine particle air pollution: Parallels with neuropathological and behavioral features of autism and other neurodevelopmental disorders. *Neurotoxicology*, 59, 140-154.

Alemayehu, Y. A., Asfaw, S. L., & Terfie, T. A. (2020). Exposure to urban particulate matter and its association with human health risks. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(22), 27491-27506.

Amoatey, P., Omidvarborna, H., Baawain, M. S., & Al-Mamun, A. (2019). Emissions and exposure assessments of SOX, NOX, PM10/2.5 and trace metals from oil industries: A review study (2000–2018). *Process Safety and Environmental Protection*, 123, 215-228.

Andrango, D. T., & Rios, X. E. Z. (2022). Determinação de tendências de eventos climáticos extremos no Centro Norte da Região Interandina do Equador. *Revista Brasileira de Climatologia*, 30, 668-690.

Apte, J. S., Marshall, J. D., Cohen, A. J., & Brauer, M. (2015). Addressing global mortality from Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e do Sistema de Monitoramento Agrometeorológico Agritempo.

Araviiskaia, E., Berardesca, E., Bieber, T., Gontijo, G., Sanchez Viera, M., Marrot, L., ... & Dreno, B. (2019). The impact of airborne pollution on skin. *Journal of the European Academy of Dermatology and Venereology*, 33(8), 1496-1505.

Baills, A., Garcin, M., & Bulteau, T. (2020). Assessment of selected climate change adaptation measures for coastal areas. *Ocean & Coastal Management*, 185, 105059.

Balakrishnan, K., Dey, S., Gupta, T., Dhaliwal, R. S., Brauer, M., Cohen, A. J., ... & Dandona, L. (2019). The impact of air pollution on deaths, disease burden, and life expectancy across the states of India: the Global Burden of Disease Study 2017. *The Lancet Planetary Health*, 3(1), e26-e39.

Becerra, T. A., Wilhelm, M., Olsen, J., Cockburn, M., & Ritz, B. (2013). Ambient air pollution and autism in Los Angeles county, California. *Environmental health perspectives*, 121(3), 380-386.

Bigliardi, A. P., Dos Santos, M., Fernandes, C. L. F., Garcia, E. M., Dos Santos, M. E. T., Jones, M. H., ... & da Silva Júnior, F. M. R. (2022). Lung function among residents from the largest coal region in Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(31), 46803-46812.

Bigliardi, A. P., Fernandes, C. L. F., Pinto, E. A., Dos Santos, M., Garcia, E. M., Baisch, P. R. M., ... & da Silva Junior, F. M. R. (2021). Blood markers among residents from a coal mining area. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 1409-1416.

Brauer, M., Amann, M., Burnett, R. T., Cohen, A., Dentener, F., Ezzati, M., ... & Thurston, G. D. (2012). Exposure assessment for estimation of the global burden of disease attributable to outdoor air pollution. *Environmental science & technology*, 46(2), 652-660.

Brown, J. S., Gordon, T., Price, O., & Asgharian, B. (2013). Thoracic and respirable particle definitions for human health risk assessment. *Particle and fibre toxicology*, 10, 1-12.

Burnett, R., Chen, H., Szyszkowicz, M., Fann, N., Hubbell, B., Pope III, C. A., ... & Spadaro, J. V. (2018). Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(38), 9592-9597.

Burnett, R. T., Spadaro, J. V., Garcia, G. R., & Pope, C. A. (2022). Designing health impact functions to assess marginal changes in outdoor fine particulate matter. *Environmental Research*, 204, 112245.

Cakaj, A., Lisiak-Zielińska, M., Khaniabadi, Y. O., & Sicard, P. (2023). Premature deaths related to urban air pollution in Poland. *Atmospheric Environment*, 301, 119723.

Chen, Z., Liu, N., Tang, H., Gao, X., Zhang, Y., Kan, H., ... & Zhao, Z. (2022). Health effects of exposure to sulfur dioxide, nitrogen dioxide, ozone, and carbon monoxide between 1980 and 2019: A systematic review and meta-analysis. *Indoor air*, 32(11), e13170.

Cohen, A. J., Brauer, M., Burnett, R., Anderson, H. R., Frostad, J., Estep, K., ... & Forouzanfar, M. H. (2017). Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. *The lancet*, 389(10082), 1907-1918.

Costa, L. G., Cole, T. B., Dao, K., Chang, Y. C., & Garrick, J. M. (2019). Developmental impact of air pollution on brain function. *Neurochemistry international*, 131, 104580.

COSTA, Lucio G. et al. Effects of air pollution on the nervous system and its possible role in neurodevelopmental and neurodegenerative disorders. *Pharmacology & therapeutics*, v. 210, p. 107523, 2020.

da Silva Bonifácio, A., de Lima Brum, R., Tavella, R. A., Ramires, P. F., Lessa, I. M., Dos Santos, M., & da Silva Júnior, F. M. R. (2021). Human health risk assessment of metals and anions in surface water from a mineral coal region in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(9), 567.

da Silva Cordeiro, J. F., de Souza, B. D. Â., Pinto Filho, W. L., Batista, E. K. T., de Almeida Oliveira, M. B., Celeste, A. B., ... & Cavalcante, C. D. M. B. (2023). Evaluation of the Level of Air Pollution by Gases and Particulates at the Edge and in the Interior of a Conservation Unit: A Case Study in the FLONA of Restinga de Cabedelo, Paraíba, Brazil. Seven Editora.

da Silva Júnior, F. M. R. (2022). “New Normal”: The Dynamics of Air Pollutants on the Interruption–Recovery Pattern Related to the COVID-19 Pandemic in Recife, Northeastern Brazil. *Aerosol Science and Engineering*, 6(3), 316-322.

da Silva Júnior, F. M. R., Tavella, R. A., Fernandes, C. L. F., Soares, M. C. F., De Almeida, K. A., Garcia, E. M., ... & Baisch, A. L. M. (2018). Genotoxicity in Brazilian coal miners and its associated factors. *Human & Experimental Toxicology*, 37(9), 891-900.

Dedoussi, I. C., Eastham, S. D., Monier, E., & Barrett, S. R. (2020). Premature mortality related to United States cross-state air pollution. *Nature*, 578(7794), 261-265.

de Klachquin, G. A., Rodrigues, J. R., & da Silva, C. M. (2022). Material Particulado Fino: a Legislação Brasileira à Luz das Recomendações da Organização Mundial da Saúde. *Revista Virtual de Química*, 14(3). DOMINICK, Doreena et al. Spatial assessment of air quality patterns in Malaysia using multivariate analysis. *Atmospheric environment*, v. 60, p. 172-181, 2012.

de Moura, F. R., & da Silva Júnior, F. M. R. (2023). 2030 Agenda: discussion on Brazilian priorities facing air pollution and climate change challenges. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(3), 8376-8390.

Esch, L., & Hendryx, M. (2011). Chronic cardiovascular disease mortality in mountaintop mining areas of central Appalachian states. *The Journal of Rural Health*, 27(4), 350-357.

Espitia-Pérez, L., Arteaga-Pertuz, M., Soto, J. S., Espitia-Pérez, P., Salcedo-Arteaga, S., Pastor-Sierra, K., ... & Henriques, J. A. (2018). Geospatial analysis of residential proximity to open-pit coal mining areas in relation to micronuclei frequency, particulate matter concentration, and elemental enrichment factors. *Chemosphere*, 206, 203-216.

Evangelopoulos, D., Perez-Velasco, R., Walton, H., Gumy, S., Williams, M., Kelly, F. J., & Kuenzli, N. (2020). The role of burden of disease assessment in tracking progress towards achieving WHO global air quality guidelines. *International journal of public health*, 65, 1455-1465.

Franzen, M., Cardoso, A. T., HOELZEL, M. C., & Santos, L. (2021). Delimitação das áreas afetadas pela mineração de carvão no sul de Santa Catarina.

GBD 2016 Occupational Carcinogens Collaborators. (2020). Global and regional burden of cancer in 2016 arising from occupational exposure to selected carcinogens: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2016. *Occupational and environmental medicine*, 77(3), 151-159.

Ghose, M. K., & Majee, S. R. (2007). Characteristics of hazardous airborne dust around an Indian surface coal mining area. *Environmental Monitoring and Assessment*, 130, 17-25.

Gouveia, N., Mendonça, G. A., Leon, A. P. D., Correia, J. E. D. M., Junger, W. L., Freitas, C. U. D., ... & Cunha-Cruz, J. (2003). Poluição do ar e efeitos na saúde nas populações de duas grandes metrópoles brasileiras. *Epidemiologia e Serviços de saúde*, 12(1), 29-40.

Guarnieri, M., & Balmes, J. R. (2014). Outdoor air pollution and asthma. *The Lancet*, 383(9928), 1581-1592.

Guillossou, G. (2022). Grand smog de Londres: 70 ans de prise de conscience des enjeux de santé de la qualité de l'air. *Environnement, Risques & Santé*, 21(6), 403-408.

Halaris, A. (2009). Comorbidity between depression and cardiovascular disease. *International Angiology*, 28(2), 92.

Hadeed, S. J., O'rourke, M. K., Burgess, J. L., Harris, R. B., & Canales, R. A. (2020). Imputation methods for addressing missing data in short-term monitoring of air pollutants. *Science of the Total Environment*, 730, 139140.

Harishkumar, K. S., Yogesh, K. M., & Gad, I. (2020). Forecasting air pollution particulate matter (PM_{2.5}) using machine learning regression models. *Procedia Computer Science*, 171, 2057-2066.

Hayes, R. B., Lim, C., Zhang, Y., Cromar, K., Shao, Y., Reynolds, H. R., ... & Thurston, G. D. (2020). PM2. 5 air pollution and cause-specific cardiovascular disease mortality. *International journal of epidemiology*, 49(1), 25-35.

Hendryx, M., & Luo, J. (2015). An examination of the effects of mountaintop removal coal mining on respiratory symptoms and COPD using propensity scores. *International journal of environmental health research*, 25(3), 265-276.

Hoffmann, B., Boogaard, H., de Nazelle, A., Andersen, Z. J., Abramson, M., Brauer, M., ... & Thurston, G. (2021). WHO air quality guidelines 2021—aiming for healthier air for all: a joint statement by medical, public health, scientific societies and patient representative organisations. *International journal of public health*, 66, 1604465.

Honscha, L. C., Penteado, J. O., de Sá Gama, V., da Silva Bonifácio, A., Aikawa, P., Dos Santos, M., ... & da Silva Júnior, F. M. R. (2021). Health impact assessment of air pollution in an area of the largest coal mine in Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-9.

Honscha, L. C., Reis, F. O., Aikawa, P., Coronas, M. V., Muccillo-Baisch, A. L., Baisch, P. R. M., & da Silva Júnior, F. M. R. (2023). Human health risk assessment of air pollutants in the largest coal mining area in Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(21), 59499-59509.

IARC - International Agency for Research on Cancer. Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths. Lyon: WHO, v. 122, 2013.

Ingole, V., Dimitrova, A., Sampedro, J., Sacoar, C., Acacio, S., Juvekar, S., ... & Tonne, C. (2022). Local mortality impacts due to future air pollution under climate change scenarios. *Science of the Total Environment*, 823, 153832.

Islam, M. M., Afrin, S., Ahmed, T., & Ali, M. A. (2015). Meteorological and seasonal influences in ambient air quality parameters of Dhaka city. *J. Civ. Eng*, 43(1), 67-77.

Islam, M. S., Saha, S. C., Sauret, E., Gemci, T., Yang, I. A., & Gu, Y. (2017). Ultrafine particle transport and deposition in a large scale 17-generation lung model. *Journal of biomechanics*, 64, 16-25.

Islam, M. S., Yang, D., Siddika, S. E., Santillan, R. D. M., & Masum, M. I. H. (2018, July). Sea Wind Speed Estimation from Power Waveforms of GNSS-R Delay Signals of Beidou MEO Satellite. In 2018 37th Chinese Control Conference (CCC) (pp. 4050-4055). IEEE.

Islam, M. M., Afrin, S., Ahmed, T., & Ali, M. A. (2015). Meteorological and seasonal influences in ambient air quality parameters of Dhaka city. *J. Civ. Eng*, 43(1), 67-77.

Jung, C. R., Lin, Y. T., & Hwang, B. F. (2013). Air pollution and newly diagnostic autism spectrum disorders: a population-based cohort study in Taiwan. *PloS one*, 8(9), e75510.

Kamanzi, C., Becker, M., Jacobs, M., Konečný, P., Von Holdt, J., & Broadhurst, J. (2023). The impact of coal mine dust characteristics on pathways to respiratory harm: Investigating the pneumoconiotic potency of coals. *Environmental Geochemistry and Health*, 1-26.

Kim, E., Park, H., Hong, Y. C., Ha, M., Kim, Y., Kim, B. N., ... & Ha, E. H. (2014). Prenatal exposure to PM10 and NO2 and children's neurodevelopment from birth to 24 months of age: Mothers and Children's Environmental Health (MOCEH) study. *Science of The Total Environment*, 481, 439-445.

Kinney, P. L. (2021). How can we solve our air quality problem in the face of climate change?. *JAMA Network Open*, 4(1), e2035010-e2035010.

Kilburg-Basnyat, B., Reece, S. W., Crouch, M. J., Luo, B., Boone, A. D., Yaeger, M., ... & Gowdy, K. M. (2018). Specialized pro-resolving lipid mediators regulate ozone-induced pulmonary and systemic inflammation. *Toxicological Sciences*, 163(2), 466-477.

Klocke, C., Allen, J. L., Sobolewski, M., Mayer-Pröschel, M., Blum, J. L., Lauterstein, D., ... & Cory-Slechta, D. A. (2017). Neuropathological consequences of gestational exposure to concentrated ambient fine and ultrafine particles in the mouse. *Toxicological Sciences*, 156(2), 492-508.

Kolichski, M. B., Castilho, J. A., & Kawano, M. (2023). TANQUES DE ARMAZENAMENTO DE COMBUSTÍVEIS: CRITÉRIOS DE PROJETO VISANDO A REDUÇÃO DE EMISSÕES DE COMPOSTOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS (COV). *Revista Gestão e Desenvolvimento*, 20(1), 54-76.

Kurth, L., Kolker, A., Engle, M., Geboy, N., Hendryx, M., Orem, W., ... & DeVera, C. (2015). Atmospheric particulate matter in proximity to mountaintop coal mines: sources and potential environmental and human health impacts. *Environmental geochemistry and health*, 37, 529-544.

Kushta, J., Pozzer, A., & Lelieveld, J. (2018). Uncertainties in estimates of mortality attributable to ambient PM_{2.5} in Europe. *Environmental Research Letters*, 13(6), 064029.

L Murray, C., Y Aravkin, A., Zheng, P., Khatab, K., Cristiana, A., Ashkan, A., & Stephen, S. L. (2020). Global burden of 87 risk factors in 204 countries and territories, 1990–2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019. *The Lancet*, 396(10258), 17-23.

Landrigan, P. J. (2017). Air pollution and the kidney—implications for control of non-communicable diseases. *The Lancet Planetary Health*, 1(7), e261-e262.

Leão, M. L. P., Zhang, L., & da Silva Júnior, F. M. R. (2023). Effect of particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀) on health indicators: climate change scenarios in a Brazilian metropolis. *Environmental Geochemistry and Health*, 45(5), 2229-2240.

Lelieveld, J., Haines, A., Burnett, R., Tonne, C., Klingmüller, K., Münzel, T., & Pozzer, A. (2023). Air pollution deaths attributable to fossil fuels: observational and modelling study. *bmj*, 383.

Lelieveld, J., Evans, J. S., Fnais, M., Giannadaki, D., & Pozzer, A. (2015). The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature*, 525(7569), 367-371.

Li, J., Zheng, F., Li, Q., Farooq, M. Z., Lin, F., Yuan, D., ... & Chen, G. (2022). Effects of inherent minerals on oily sludge pyrolysis: Kinetics, products, and secondary pollutants. *Chemical Engineering Journal*, 431, 133218.

Li, R., Wang, Z., Cui, L., Fu, H., Zhang, L., Kong, L., ... & Chen, J. (2019). Air pollution characteristics in China during 2015–2016: Spatiotemporal variations and key meteorological factors. *Science of the total environment*, 648, 902-915.

Liu, Y., Pan, J., Zhang, H., Shi, C., Li, G., Peng, Z., ... & Zhang, L. (2019). Short-term exposure to ambient air pollution and asthma mortality. *American journal of respiratory and critical care medicine*, 200(1), 24-32.

Lippmann, M., Frampton, M., Schwartz, J., Dockery, D., Schlesinger, R., Koutrakis, P., ... & Zelikoff, J. (2003). The US Environmental Protection Agency Particulate Matter Health Effects Research Centers Program: a midcourse report of status, progress, and plans. *Environmental Health Perspectives*, 111(8), 1074-1092.

Luo, Q., Copeland, B., Garcia-Menendez, F., & Johnson, J. X. (2022). Diverse Pathways for Power Sector Decarbonization in Texas Yield Health Cobenefits but Fail to Alleviate Air Pollution Exposure Inequities. *Environmental Science & Technology*, 56(18), 13274-13283.

Maji, K. J., Dikshit, A. K., Arora, M., & Deshpande, A. (2018). Estimating premature mortality attributable to PM_{2.5} exposure and benefit of air pollution control policies in China for 2020. *Science of the Total Environment*, 612, 683-693.

Macintyre, H. L., Mitsakou, C., Vieno, M., Heal, M. R., Heaviside, C., & Exley, K. S. (2023). Future impacts of O₃ on respiratory hospital admission in the UK from current emissions policies. *Environment International*, 178, 108046.

Marcos Junior, A. D., Da Silva Silveira, C., Das Chagas Vasconcelos Júnior, F., Guimarães, S. O., & Da Costa, J. M. F. (2018). Classificação climática de Thornthwaite para o Brasil com base em cenários de mudanças climáticas do IPCC-AR5. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 33, 647-664.

Massi, E. H. G., Piracelli, V. P., dos Santos, P. J., Floriano, L., Zanella, R., & Solci, M. C. (2022). Os agrotóxicos na atmosfera e sua ausência nas políticas públicas de qualidade do ar. *Conjecturas*, 22(15), 614-632. MEDEIROS, Ana Mayara Andriola. A qualidade do ar no Brasil—ordem e progresso?. Editora Licuri, p. 77-89, 2022.

McConnell, R., Berhane, K., Gilliland, F., London, S. J., Vora, H., Avol, E., ... & Peters, J. M. (1999). Air pollution and bronchitic symptoms in Southern California children with asthma. *Environmental health perspectives*, 107(9), 757-760.

Méndez, M., Merayo, M. G., & Núñez, M. (2023). Machine learning algorithms to forecast air quality: a survey. *Artificial Intelligence Review*, 1-36.

Miao, H., Li, X., Wang, X., & Nie, S. (2022). Air pollution increases the risk of pulmonary embolism: A meta-analysis. *Reviews on Environmental Health*, 37(2), 259-266.

Menezes, J. M., Prado, R. B., Silva Júnior, G. C. D., Mansur, K. L., & Oliveira, E. D. S. D. (2009). Qualidade da água e sua relação espacial com as fontes de contaminação antrópicas e naturais: bacia hidrográfica do rio São Domingos-RJ. *Engenharia Agrícola*, 29, 687-698.

Mehta, S., Shin, H., Burnett, R., North, T., & Cohen, A. J. (2013). Ambient particulate air pollution and acute lower respiratory infections: a systematic review and implications for estimating the global burden of disease. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 6, 69-83.

Moreira, D. M., Tirabassi, T., & Moraes, M. R. D. (2008). Meteorologia e poluição atmosférica. *Ambiente & Sociedade*, 11, 1-13.

Moreno, T., Trechera, P., Querol, X., Lah, R., Johnson, D., Wrana, A., & Williamson, B. (2019). Trace element fractionation between PM₁₀ and PM_{2.5} in coal mine dust: Implications for occupational respiratory health. *International Journal of Coal Geology*, 203, 52-59.

Mukherjee, A., & Agrawal, M. (2017). World air particulate matter: sources, distribution and health effects. *Environmental chemistry letters*, 15, 283-309.

Nardocci, A. C., Freitas, C. U. D., Ponce de Leon, A. C. M., Junger, W. L., & Gouveia, N. D. C. (2013). Poluição do ar e doenças respiratórias e cardiovasculares: estudo de séries temporais em Cubatão, São Paulo, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, 29, 1867-1876.

O'Neill, B. C., Carter, T. R., Ebi, K., Harrison, P. A., Kemp-Benedict, E., Kok, K., ... & Pichs-Madruga, R. (2020). Achievements and needs for the climate change scenario framework. *Nature climate change*, 10(12), 1074-1084.

Owoade, O. K., Olise, F. S., Ogundele, L. T., Fawole, O. G., & Olaniyi, H. B. (2012). Correlation between particulate matter concentrations and meteorological parameters at a site in Ile-Ife, Nigeria. *Ife Journal of Science*, 14(1), 83-93.

Pereira, J. L. G., Fortes, J. D. N., & Martins, E. M. (2015). Poluição do ar por material particulado em área intraurbana no Rio de Janeiro: aspectos metodológicos. *Revista Eletrônica de Engenharia Civil*, 10(03), 53-67.

Pinto, J. G., Karremann, M. K., Born, K., Della-Marta, P. M., & Klawa, M. (2012). Loss potentials associated with European windstorms under future climate conditions. *Climate Research*, 54(1), 1-20.

Pires, D. O. (2005). Inventário de emissões atmosféricas de fontes estacionárias e sua contribuição para a poluição do ar na região metropolitana do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Rafaj, P., Kiesewetter, G., Gül, T., Schöpp, W., Cofala, J., Klimont, Z., ... & Cozzi, L. (2018). Outlook for clean air in the context of sustainable development goals. *Global Environmental Change*, 53, 1-11.

Rao, S., Klimont, Z., Smith, S. J., Van Dingenen, R., Dentener, F., Bouwman, L., ... & Tavoni, M. (2017). Future air pollution in the Shared Socio-economic Pathways. *Global Environmental Change*, 42, 346-358.

Ramires, P. F., Dos Santos, M., Paz-Montelongo, S., Rubio-Armendáriz, C., Adamatti, D., Fiasconaro, M. L., & da Silva Júnior, F. M. R. (2023). Multiple exposure pathways and health risk assessment of potentially harmful elements for children and adults living in a coal region in Brazil. *Environmental Geochemistry and Health*, 45(2), 305-318.

Ravindra, K., Bahadur, S. S., Katoch, V., Bhardwaj, S., Kaur-Sidhu, M., Gupta, M., & Mor, S. (2023). Application of machine learning approaches to predict the impact of ambient air pollution on outpatient visits for acute respiratory infections. *Science of The Total Environment*, 858, 159509.

Raz, R., Roberts, A. L., Lyall, K., Hart, J. E., Just, A. C., Laden, F., & Weisskopf, M. G. (2015). Autism spectrum disorder and particulate matter air pollution before, during, and after pregnancy: a nested case-control analysis within the Nurses' Health Study II cohort. *Environmental health perspectives*, 123(3), 264-270.

Ren, Y., Wei, J., Wang, G., Wu, Z., Ji, Y., & Li, H. (2022). Evolution of aerosol chemistry in Beijing under strong influence of anthropogenic pollutants: Composition, sources, and secondary formation of fine particulate nitrated aromatic compounds. *Environmental Research*, 204, 111982.

Rivera-Ortega, P., & Molina-Molina, M. (2019). Interstitial lung diseases in developing countries. *Annals of Global Health*, 85(1).

Rollin, O., Aguirre-Gutiérrez, J., Yasrebi-de Kom, I. A., Garratt, M. P., de Groot, G. A., Kleijn, D., ... & Carvalheiro, L. G. (2022). Effects of ozone air pollution on crop pollinators and pollination. *Global Environmental Change*, 75, 102529.

Rothen-Rutishauser, B. M., Kiama, S. G., & Gehr, P. (2005). A three-dimensional cellular model of the human respiratory tract to study the interaction with particles. *American journal of respiratory cell and molecular biology*, 32(4), 281-289.

Roy, J., Tschakert, P., Waisman, H., Abdul Halim, S., Antwi-Agyei, P., Dasgupta, P., ... & Wewerinke-Singh, M. (2018). Special Report on Global warming of 1.5 C (SR15)-Chapter 5: Sustainable Development, Poverty Eradication and Reducing Inequalities.

Santana, R. V. D. J. (2023). Análise do impacto da legislação para o controle de emissão de poluente na atmosfera no município de Cubatão.

Santos, U. D. P., Arbex, M. A., Braga, A. L. F., Mizutani, R. F., Cançado, J. E. D., Terra-Filho, M., & Chatkin, J. M. (2021). Poluição do ar ambiental: efeitos respiratórios. *Jornal Brasileiro de Pneumologia*, 47.

Santos, T. C. D., Reboita, M. S., & Carvalho, V. S. B. (2018). Investigação da Relação entre Variáveis Atmosféricas e a Concentração de MP 10 E O 3 no Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 33, 631-645.

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

Scudeler, A. F. (2022). Influência das condições meteorológicas na concentração do material particulado (MP10) na cidade de Francisco Beltrão, Paraná (Bachelor's thesis, Universidade Tecnológica Federal do Paraná).

Schirmer, W. N., & LISBOA, H. D. M. (2008). Química da atmosfera: constituintes naturais, poluentes e suas reações. *Revista Tecno-Lógica*, 12(2), 37-46.

Seibert, O. G., Pinto, W. D. P., & Monte, E. Z. (2022). Índice de poluição atmosférica: uma proposta baseada em dados secundários para avaliação da qualidade do ar. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 27, 1209-1219.

Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N. (2016). *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change*. John Wiley & Sons.

Shao, Q., Liu, T., Korantzopoulos, P., Zhang, Z., Zhao, J., & Li, G. (2016). Association between air pollution and development of atrial fibrillation: a meta-analysis of observational studies. *Heart & Lung*, 45(6), 557-562.

Shukla, P. R., Skea, J., Calvo Buendia, E., Masson-Delmotte, V., Pörtner, H. O., Roberts, D. C., ... & Malley, J. (2019). IPCC, 2019: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems.

Sirithian, D., & Thanatrakolsri, P. (2022). Relationships between meteorological and particulate matter concentrations (pm_{2.5} and pm₁₀) during the haze period in urban and rural areas, northern thailand. *Air, Soil and Water Research*, 15, 11786221221117264.

Sitaras, I. E., & Siskos, P. A. (2008). The role of primary and secondary air pollutants in atmospheric pollution: Athens urban area as a case study. *Environmental Chemistry Letters*, 6, 59-69.

Srebot, V., Gianicolo, E. A., Rainaldi, G., Trivella, M. G., & Sicari, R. (2009). Ozone and cardiovascular injury. *Cardiovascular Ultrasound*, 7(1), 1-8.

Sun, Y., Li, X., Benmarhnia, T., Chen, J. C., Avila, C., Sacks, D. A., ... & Wu, J. (2022). Exposure to air pollutant mixture and gestational diabetes mellitus in Southern California: results from electronic health record data of a large pregnancy cohort. *Environment international*, 158, 106888.

Valavanidis, A., Vlachogianni, T., Fiotakis, K., & Loridas, S. (2013). Pulmonary oxidative stress, inflammation and cancer: respirable particulate matter, fibrous dusts and ozone as major causes of lung carcinogenesis through reactive oxygen species mechanisms. *International journal of environmental research and public health*, 10(9), 3886-3907.

Van Vuuren, D. P., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., ... & Rose, S. K. (2011). The representative concentration pathways: an overview. *Climatic change*, 109, 5-31.

Volk, H. E., Lurmann, F., Penfold, B., Hertz-Picciotto, I., & McConnell, R. (2013). Traffic-related air pollution, particulate matter, and autism. *JAMA psychiatry*, 70(1), 71-77.

WHO - World Health Organization. Air quality guidelines: global update 2005: particulate matter, ozone, nitrogen dioxide, and sulfur dioxide. Geneva, 2006.

WHO - World Health Organization. Burden of disease from the joint effects of household and ambient Air pollution for 2016. Geneva, 2018.

WHO - World Health Organization. (2016). Health risk assessment of air pollution: General principles.

WHO - World Health Organization. WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. Geneva, 2021.

WHO - World Health Organization. (2021). WHO/ILO joint estimates of the work-related burden of disease and injury, 2000–2016: global monitoring report.

Xu, G., Yang, L., Xu, L., & Yang, J. (2022). Soil microplastic pollution under different land uses in tropics, southwestern China. *Chemosphere*, 289, 133176.

Xue, S., Zhang, B., & Zhao, X. (2021). Brain drain: The impact of air pollution on firm performance. *Journal of Environmental Economics and Management*, 110, 102546.

Yim, S. H. L., Gu, Y., Shapiro, M. A., & Stephens, B. (2019). Air quality and acid deposition impacts of local emissions and transboundary air pollution in Japan and South Korea. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 19(20), 13309-13323.

Zhang, H., Wang, Y., Hu, J., Ying, Q., & Hu, X. M. (2015). Relationships between meteorological parameters and criteria air pollutants in three megacities in China. *Environmental research*, 140, 242-254.

Zhang, X., Chen, X., & Zhang, X. (2018). The impact of exposure to air pollution on cognitive performance. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(37), 9193-9197.

Zheng, X. Y., Orellano, P., Lin, H. L., Jiang, M., & Guan, W. J. (2021). Short-term exposure to ozone, nitrogen dioxide, and sulphur dioxide and emergency department visits and hospital admissions due to asthma: A systematic review and meta-analysis. *Environment international*, 150, 106435.

Zhou, L., Wang, Y., Wang, Q., Ding, Z., Jin, H., Zhang, T., & Zhu, B. (2023). The interactive effects of extreme temperatures and PM_{2.5} pollution on mortalities in Jiangsu Province, China. *Scientific Reports*, 13(1), 9479.

Diante da revisão realizada anteriormente e do destaque para a importância de estudos que consideram cenários futuros, saúde e poluição do ar, um artigo que envolve todos esses pontos foi desenvolvido, com o objetivo de compreender o efeito do aumento de temperatura diante dos indicadores de saúde da população exposta na região de Candiota.

A partir dos dados gerados neste estudo, um manuscrito foi desenvolvido e será submetido à revista “Environmental Science and Pollution Research”

Manuscrito

Análise do Aumento de Temperatura na Poluição do Ar e Indicadores de Saúde de uma Região Carbonífera

Resumo

O material particulado e ozônio são identificados como poluentes sensíveis às mudanças climáticas e responsáveis por desfechos negativos a saúde. A previsão de cenários futuros é uma estratégia importante para entender a dinâmica dos poluentes atmosféricos em áreas de mineração, visto que essas atividades contribuem para a deterioração da qualidade do ar, afetando comunidades locais e cidades próximas. O objetivo do estudo foi analisar o comportamento dos poluentes atmosféricos diante de cenários de aumento de temperatura compatíveis com as previsões do IPCC. O estudo foi conduzido com dados de poluentes do ar (PM_{2,5}, PM₁₀ e O₃), variáveis meteorológicas e de saúde de sete municípios da maior região de exploração de carvão mineral do país. Foram feitas simulações de aumento de temperatura local de 2°C (RCP 4.5) e 4°C (RCP 8.5) para avaliar o comportamento nas variáveis meteorológicas e subsequentemente nos poluentes do ar e nas mortes atribuíveis à poluição do ar, além da Avaliação de Impacto a saúde para estimar a redução de admissões hospitalares devido a diminuição da média dos poluentes. Os resultados do estudo apontam um aumento na média de todos os poluentes quando a temperatura foi ajustada nos dois cenários para todas as cidades. As análises no geral, mostraram que os indicadores de saúde se modificam de acordo com o cenário de temperatura. Em relação as mortes atribuíveis, quanto maior a temperatura, maior o número de óbitos na cidade, devido a maior concentração do poluente. E como resultado da HIA, com a redução dos níveis de poluição, o impacto foi menor em todas as cidades.

Palavras chave: Candiota, carvão, machine learning, modelos preditivos, HIA

Introdução

A mineração e o uso do carvão são responsáveis por emissões significativas de gases de efeito estufa e poluentes atmosféricos, contribuindo para as mudanças climáticas globais e causando efeitos adversos à saúde tanto nas comunidades próximas quanto na população em geral. Indivíduos residentes em áreas de mineração e queima de carvão estão cronicamente expostos aos contaminantes liberados em todas as etapas do processo de extração. Entre os principais poluentes emitidos estão o dióxido de enxofre (SO₂), óxidos de nitrogênio (NO_x), material particulado fino (PM_{2,5}) e grosso (PM₁₀) (Hendryx et al. 2015).

A exposição a esses poluentes está associada a uma variedade de problemas de saúde, incluindo acidentes vasculares cerebrais, doenças cardíacas, doenças pulmonares, doenças respiratórias inferiores, como pneumonia, e câncer (OMS 2018). Além disso, estima-se que essa exposição contribua para cerca de 20% das mortes neonatais a nível mundial (Xing et al. 2016). Embora a poluição do ar seja um problema mundial, ela afeta desproporcionalmente populações vulneráveis, como mulheres, crianças e idosos, especialmente em países subdesenvolvidos ou em áreas de alta emissão de poluentes (Monika et al. 2024).

Na região de Candiota, no extremo sul do Brasil, que possui 40% das reservas nacionais de carvão mineral, um estudo focado em estimar a mortalidade atribuída ao material particulado (PM) e os benefícios para a saúde associados à redução da poluição atmosférica até os limites estabelecidos pela legislação local revelou que mais de 11% das mortes cardiovasculares foram atribuídas à poluição por PM_{2,5}. E trouxe resultados que apontam que reduzir os níveis de PM₁₀ e PM_{2,5} pode aumentar a expectativa de vida em até 17 meses e gerar ganhos econômicos de mais de US\$ 24 milhões devido à redução de hospitalizações e mortalidade (Honscha et al. 2021). Além disso, Candiota é uma região conhecida pela contaminação ambiental em diferentes matrizes, com estudos indicando impactos negativos na qualidade do solo, ar e água (da Silva Júnior et al. 2019; Bigliardi et al. 2021; Bonifácio et al. 2021).

Essa relação entre a exposição à poluição e os agravos à saúde em áreas de mineração se estende a diversos países. Um exemplo é o estudo de Chio et al. (2019), que investigou o impacto de uma usina termelétrica a carvão em Shenao, Taiwan, em 19 cidades afetadas pela mineração. A avaliação do risco à saúde da população considerou desfechos como doença cardíaca isquêmica, acidente vascular cerebral, câncer de pulmão e doença pulmonar obstrutiva crônica. Os incrementos anuais estimados de PM_{2,5}

variaram de 0,004 mg/m³ (Condado de Taitung) a 0,28 mg/m³ (Condado de Hsinchu). As mortes prematuras atribuíveis ao PM_{2,5} devido à operação da usina de Shenao entre 2025 e 2040 totalizariam 576, demonstrando a clara relação entre exposição e perdas populacionais. Esses resultados corroboram com diferentes estudos que têm demonstrado os riscos para a saúde das populações que vivem em áreas de alta poluição (Ahern et al. 2011; Casey et al. 2018; da Silva Júnior et al. 2018; Dos Santos et al. 2019; Pinto et al. 2017).

Com o aumento da temperatura global e as mudanças climáticas, os efeitos negativos da exposição à poluição do ar se intensificam. As variáveis meteorológicas, como temperatura, umidade relativa, pluviosidade, velocidade e direção dos ventos, influenciam a dispersão, remoção e formação de partículas atmosféricas (Zhang et al. 2018). O estudo de Islam et al. (2015) traz correlações de dias chuvosos com menores concentrações de PM, destacando que a prevalência desse poluente no ar é reduzida durante períodos de chuvas.

O estudo de Elzbieta (2020) teve como objetivo de determinar a influência de elementos meteorológicos selecionados na concentração de PM₁₀ e PM_{2,5} no ar. A pesquisa baseia-se em dados coletados pela estação de medição automática localizada na rua Konarskiego, em Siedlce, entre 2013 e 2017. As análises de correlação revelaram que a poluição atmosférica foi predominantemente afetada pela temperatura do ar, velocidade do vento e umidade relativa do ar. A relação entre a temperatura do ar e o teor de poluentes foi negativa: com o aumento da temperatura, os teores PM₁₀ diminuíram. Foi constatado que um aumento na velocidade do vento contribuiu para uma redução significativa nas concentrações de PM₁₀ e PM_{2,5}. A umidade relativa do ar influenciou as concentrações de forma sazonal (novembro a maio), enquanto um aumento na velocidade do vento contribuiu para uma queda significativa na concentração de PM₁₀ apenas no período de janeiro a novembro.

Visto a importância das variáveis meteorológicas e da influência da temperatura na dinâmica dos poluentes atmosféricos, o presente estudo objetiva compreender o impacto do aumento da temperatura em cenários delineados pelo IPCC (RCP 4.5 e 8.5), considerando a região de mineração de carvão em Candiota e municípios adjacentes. Utilizando a metodologia de Avaliação de Impacto à Saúde (HIA), serão calculadas as consequências para os índices de saúde, como mortalidade e hospitalizações, devido à exposição a diferentes níveis de poluentes como O₃, PM_{2,5} e PM₁₀.

Material e Métodos

Área de estudo

A área compreendida no estudo contempla os 7 municípios localizados em uma região carbonífera ao sul do Brasil, no estado do Rio Grande do Sul. Sendo eles: Aceguá, Bagé, Candiota, Herval, Hulha Negra, Pedras Altas e Pinheiro Machado. Todas as cidades analisadas são limítrofes as regiões com atividades ativas de exploração de carvão (Pedras Altas e Candiota). Uma exceção é cidade de Herval, mas que foi incluída no estudo por fazer parte da região.

Em Candiota se encontra potenciais fontes poluidoras como a Usina Termelétrica Pampa Sul (31° 26' 54.8" S, 53° 46' 43.4" W), Usina Termelétrica Presidente Médici (31° 33' 01.9" S, 53° 40' 58.8" W) e duas áreas de mineração de carvão (mina de carvão menor 31° 26' 49.7" S, 53° 42' 26.4" W e mina de carvão maior 31° 34' 59.7" S, 53° 43' 15.6" W).

Coleta de dados

Os níveis de poluentes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2,5} e O₃), para todas as cidades, foram manualmente extraídos em tempo real do aplicativo The Weather Channel (IBM, EUA), utilizando a unidade de medida padrão µg/m³. As variáveis meteorológicas foram obtidas dos bancos de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e do Sistema de Monitoramento Agrometeorológico Agri tempo. Essas variáveis incluíram velocidade do vento, umidade relativa do ar, pressão atmosférica e índice UV, bem como temperatura e pluviosidade. O período de avaliação abrangido neste estudo foi de setembro de 2021 a setembro de 2022.

Quanto aos dados de saúde, a coleta foi realizada por meio do Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde (DATASUS), órgão responsável por coletar, processar, disseminar e fornecer acesso a informações essenciais sobre saúde para o planejamento, organização e gestão do Sistema Único de Saúde.

102 Tabela 1: Dados de mortalidade e internações coletados do Datasus para realização
103 das análises:

Dados de mortalidade	Dados de internações
Total (não externas)	Total (não externas)
Sistema respiratório	Sistema respiratório
Sistema circulatório	Sistema circulatório
Doença pulmonar obstrutiva crônica (DPOC)	
Câncer de pulmão	

104
105
106
107 *Simulações de cenários de aumento de temperatura*

108
109 Dentre os diferentes cenários RCPs previstos pelo IPCC, foram utilizados os que
110 contemplam as estimativas de +2 e +4°C na temperatura, sendo eles o RCP 4.5 e RCP 8.5
111 respectivamente, representando um cenário mais conservador e outro mais alarmista. As
112 análises para as simulações futuras dos diferentes cenários, foram realizadas através do
113 software Statistica (v.10.0), utilizando a ferramenta Machine Learning (ML) associada
114 com uma validação cruzada realizada com o intuito de aumentar a confiabilidade dos
115 resultados preditos.

116 Para a criação da “atmosfera do futuro”, foram consideradas as diferentes
117 variáveis meteorológicas (umidade, pressão, velocidade do vento, precipitação e índice
118 UV). As simulações foram realizadas através de uma abordagem multivariada, mas todas
119 as variáveis meteorológicas foram analisadas isoladamente numa etapa anterior, onde
120 foram consideradas variáveis dependentes, e a temperatura ajustada a variável preditora.
121 Assim os resultados se tornaram mais realistas para serem modelados com as
122 concentrações dos poluentes (O₃, PM₁₀ e PM_{2,5}).

123 Após a análise isolada das variáveis meteorológicas, um novo banco de dados
124 foi criado com todas as informações geradas de médias diárias para a inserção dos
125 poluentes. A análise multivariada foi realizada considerando os poluentes analisados
126 como variáveis dependentes e as variáveis meteorológicas preditoras.

127

Avaliação de Impacto a saúde (HIA)

Para a HIA utilizamos uma metodologia resultante do projeto APHEKOM (Melhorando o Conhecimento e a Comunicação para Tomada de Decisão sobre Poluição do Ar e Saúde na Europa) (Aphekom, 2013). A Ferramenta de HIA “tool short term (rev. Sept 2013)” considera uma exposição de curto prazo. Para realização da HIA foram utilizadas as informações de internações hospitalares totais para causas não extremas, causas do sistema respiratório e circulatório.

Os cenários desenvolvidos para a avaliação foram calculados de acordo com as informações obtidas dos diferentes resultados de aumento de temperatura, sendo eles RCP 4.5 (+2°C) e 8.5 (+4°C). Para entender o número de casos evitados em relação a redução da poluição.

Mortes atribuíveis à poluição do ar

Para o cálculo de mortes atribuíveis foi utilizado o software AirQ+, responsável por estimar a proporção atribuível, casos atribuíveis por 100.000 pessoas em risco e a proporção de casos em uma faixa de concentração de poluentes do ar (de acordo com a incidência basal de resultados de saúde) (Malakootian et al. 2022). Para o cálculo de mortes atribuíveis foram utilizados dados demográficos disponíveis no Censo de 2022, além das informações de concentração média anual de PM_{2,5} resultantes dos diferentes cenários de aumento de temperatura e os dados reais para as 7 cidades analisadas no estudo. Os dados de saúde utilizados para as análises de mortes atribuíveis estão apontados na tabela abaixo:

Tabela 2. Dados utilizados para o cálculo de mortes atribuíveis no software AirQ+

CID 10	Condição	Faixa etária
A00-R99	Mortalidade por causas naturais	>30 anos
J40 – J44, J47	DPOC	>30 anos
C33-C34	Câncer de pulmão	>30 anos
J10-J22,P23, U04	Infecção respiratória	>30 anos
I00- I99	Sistema circulatório	>30 anos

Resultados

A tabela 3 representa a diferença dos cenários observados e preditos, considerando os ajustes na temperatura. Candiota e Pedras Altas, são cidades com influência direta das emissões relacionadas a exploração de carvão. Ambas as cidades apresentaram valores preditos maiores que os observados. Pedras Altas no cenário +2°C apresentou diferenças de 11%, 4% e 6% entre os valores observados e preditos de O₃, PM₁₀ e PM_{2,5} respectivamente, no cenário 4°C as diferenças aumentaram para 18%, 11% e 7%. Já Candiota a contribuição de +2°C obteve resultados de 9%, 7% e 10% para O₃, PM₁₀ e PM_{2,5}, no cenário de +4°C as diferenças aumentaram para 15%, 10% e 14%.

Ao comparar as cidades analisadas, Pinheiro Machado e Herval tem os maiores valores preditos. No cenário de +2°C, Pinheiro Machado apresentou aumentos de 11%, 23% e 13% nos níveis de O₃, PM₁₀ e PM_{2,5} respectivamente, enquanto no cenário de +4°C, os aumentos foram de 18%, 31% e 95%. Da mesma forma, Herval também demonstrou aumentos significativos nos níveis de poluentes, especialmente no cenário de +4°C, com aumentos de 15%, 17% e 22% nos níveis de O₃, PM₁₀ e PM_{2,5}.

Quando comparamos esses resultados com os de Candiota e Pedras Altas, observamos que embora também tenha aumentos nos níveis de poluentes especialmente no cenário de +4°C, as concentrações não foram tão altas quanto as observadas nas cidades citadas anteriormente. Demonstrando que não só as cidades com empreendimentos ativos com uso de carvão são o foco das emissões geradas nessas áreas.

Entre todas as cidades os poluentes apresentam variações diferentes não seguindo um poluente padrão com maiores níveis, mostrando respostas não lineares em relação a diferença entre cenários observados e preditos, variando o poluente destaque de cada cidade. Em Candiota por exemplo, o poluente com maior influência foi o PM_{2,5} no cenário +2 e O₃ no cenário +4. Em Pedras Altas e Aceguá O₃ em ambos os cenários, Pinheiro Machado PM₁₀ foi predominante, já em Bagé, Herval e Hulha Negra o PM_{2,5} teve destaque.

Na tabela 3 e 4 a relação entre a contribuição de cada estação do ano é analisada para todas as cidades e poluentes. Para O₃ em todas as cidades nos cenários +2 e +4°C, verão e outono são as estações que contribuem para as maiores concentrações desse poluente. Em relação ao PM₁₀ e ao PM_{2,5} primavera e o outono representam as maiores contribuições no cenário de +2 e +4°C. Diferente do O₃ que nenhuma estação apontou

189 redução em suas concentrações, em relação ao PM, o inverno foi capaz de reduzir os
190 níveis do poluente em todas as cidades. Com exceção de Herval para PM_{2,5} no cenário
191 de +2°C e para PM₁₀ em Pinheiro Machano no cenário de +4°C.

Tabela 3. Diferença percentual entre as concentrações observadas e previstas dos poluentes O₃, PM₁₀ e PM_{2,5} nos diferentes cenários delineados pelo IPCC (RCP 4.5 e 8.5) de aumento de temperatura pra todas as cidades sete cidades analisadas no estudo.

Cidade	Poluente	+2°C			+4°C		
		Observado µg/m ³	Predito µg/m ³	Diferença	Observado µg/m ³	Predito µg/m ³	Diferença
Candiota	O ₃	46,7	50,1	9%	46,7	53,9	15%
	MP10	8,0	8,6	7%	8,0	8,9	10%
	MP2,5	5,3	5,8	10%	5,3	6,1	14%
Pedras Altas	O ₃	46,2	51,1	11%	46,2	54,3	18%
	MP10	8,1	8,4	4%	8,1	8,7	11%
	MP2,5	5,3	5,6	6%	5,3	5,9	7%
Aceguá	O ₃	48,1	52,0	8%	48,1	54,5	13%
	MP10	7,2	7,5	5%	7,2	7,8	8%
	MP2,5	4,7	5,1	8%	4,7	5,27	11%
Bagé	O ₃	48,3	51,2	6%	48,3	54,0	12%
	MP10	7,5	8,0	7%	7,5	8,3	11%
	MP2,5	5,0	5,4	8%	5,0	5,6	12%
Pinheiro Machado	O ₃	46,5	53,5	11%	46,5	54,9	18%
	MP10	7,8	9,6	23%	7,8	10,2	31%
	MP2,5	5,2	7,04	13%	5,2	10,14	95%
Herval	O ₃	48,3	53,0	10%	48,3	55,4	15%
	MP10	7,7	8,7	13%	7,7	9,1	17%
	MP2,5	5,0	6,0	19%	5,0	6,14	22%
Hulha Negra	O ₃	47,9	52,2	9%	47,9	55,3	15%
	MP10	7,8	8,5	10%	7,8	8,9	14%
	MP2,5	5,2	5,8	12%	5,2	6,0	16%

197 Tabela 4. Diferença percentual entre as concentrações observadas e previstas dos poluentes O₃, PM₁₀ e PM_{2,5} no cenário delineado
198 pelo IPCC (RCP 4.5) de aumento de temperatura para todas as cidades sete cidades analisadas no estudo, considerando a variação
199 sazonal das quatro estações do ano.

RCP 4.5 (+2°C)										
Cidade	Estação	O ₃ µg/m ³			PM ₁₀ µg/m ³			PM _{2,5} µg/m ³		
		Observada	Prevista	Diferença	Observada	Prevista	Diferença	Observada	Prevista	Diferença
Candiota	Primavera	51,4	52,7	2%	6,7	8,7	30%	4,5	6,0	35%
	Verão	55,0	60,2	9%	9,2	9,4	2%	6,1	6,5	7%
	Outono	39,5	46,7	18%	7,2	8,1	12%	4,8	5,5	16%
	Inverno	41,1	44,5	8%	9,0	8,0	-11%	6,0	5,4	-11%
Pedras Altas	Primavera	50,5	52,3	4%	6,7	8,6	27%	4,4	5,8	31%
	Verão	53,9	61,0	13%	9,3	9,3	0%	6,2	6,3	1%
	Outono	39,4	46,9	19%	7,4	7,9	8%	4,8	5,4	12%
	Inverno	41,3	44,7	8%	8,8	7,7	-10%	5,9	5,2	-12%
Aceguá	Primavera	51,4	53,68	4%	6,1	7,7	28%	4,0	5,3	33%
	Verão	53,8	60,22	12%	8,3	8,3	0%	5,5	5,6	2%
	Outono	43,0	48,11	12%	6,6	7,1	8%	4,3	4,9	13%
	Inverno	44,3	46,31	4%	7,8	6,9	-11%	5,2	4,7	-10%
Bagé	Primavera	53,0	53,0	0%	6,3	8,2	30%	4,2	5,6	31%
	Verão	55,6	60,4	8%	8,6	8,9	3%	5,7	6,0	5%
	Outono	41,8	46,7	12%	6,7	7,5	12%	4,4	5,0	14%
	Inverno	43,2	45,4	5%	8,3	7,4	-11%	5,6	4,9	-12%
Pinheiro Machado	Primavera	50,7	53,9	6%	6,6	10,0	51%	4,3	6,5	50%
	Verão	52,9	61,9	17%	9,1	9,9	26%	6,0	9,0	49%
	Outono	40,1	47,1	17%	6,8	6,7	27%	4,5	7,8	75%
	Inverno	42,5	44,3	4%	9,0	8,3	-3%	5,8	8,0	-31%
Herval	Primavera	51,7	55,1	7%	6,6	9,0	36%	4,2	6,1	45%
	Verão	51,8	60,3	16%	8,9	9,8	10%	5,8	6,5	12%
	Outono	43,4	49,5	14%	7,4	8,2	10%	4,8	5,7	21%
	Inverno	46,3	47,6	3%	8,1	8,0	-1%	5,3	5,6	5%
Hulha Negra	Primavera	52,6	54,0	3%	6,5	8,8	35%	4,3	6,0	38%
	Verão	56,1	62,7	12%	8,9	9,5	6%	5,9	6,4	8%
	Outono	41,1	47,3	15%	7,0	8,1	12%	4,6	5,5	19%
	Inverno	42,3	45,1	6%	8,7	7,9	-10%	5,9	5,3	-10%

Tabela 5. Diferença percentual entre as concentrações observadas e previstas dos poluentes O₃, PM₁₀ e PM_{2,5} no cenário delineado pelo IPCC (RCP 8.5) de aumento de temperatura para todas as cidades sete cidades analisadas no estudo, considerando a variação sazonal das quatro estações do ano.

RCP 8.5 (+4°C)										
Cidade	Estação	O ₃ µg/m ³			PM 10 µg/m ³			PM 2,5 µg/m ³		
		Observado	Predit	Diferença	Observado	Predito	Diferença	Observado	Predito	Diferença
Candiota	Primavera	51,4	55,9	9%	6,7	9,0	34%	4,5	6,2	39%
	Verão	55,0	63,4	15%	9,2	9,8	7%	6,1	6,7	10%
	Outono	39,5	49,5	25%	7,3	8,4	16%	4,8	5,8	21%
	Inverno	41,1	47,1	15%	9,0	8,2	-8%	6,0	5,6	-7%
Pedras Altas	Primavera	50,5	55,7	10%	6,7	8,8	31%	4,4	6,0	31%
	Verão	53,9	64,5	20%	9,4	9,5	2%	6,1	6,4	2%
	Outono	39,4	49,9	24%	7,4	8,3	12%	4,8	5,6	12%
	Inverno	41,3	47,4	-15%	8,8	8,0	-9%	5,9	5,4	-9%
Aceguá	Primavera	51,4	56,4	9,6%	6,0	8,0	32%	4,0	5,5	35%
	Verão	53,8	63,0	17,1%	8,3	8,5	2%	5,5	5,6	3%
	Outono	43,0	50,5	17,4%	6,6	7,4	12%	4,3	5,0	19%
	Inverno	44,3	48,5	9,6%	7,8	7,2	-7%	5,2	4,9	-5%
Bagé	Primavera	53,0	56,0	6%	6,3	8,5	34%	4,2	5,7	36%
	Verão	55,6	65,5	14%	8,6	9,2	7%	5,7	6,2	8%
	Outono	41,8	49,2	18%	6,7	7,8	17%	4,4	5,3	19%
	Inverno	43,2	47,6	10%	8,3	7,7	-7%	5,6	5,2	-8%
Pinheiro Machado	Primavera	50,7	57,3	13%	6,6	10,6	61%	4,3	7,3	68%
	Verão	52,9	65,2	23%	9,1	12,1	33%	6,0	10,5	75%
	Outono	40,1	50,2	25%	6,9	9,3	35%	4,5	7,0	56%
	Inverno	42,5	47,2	11%	8,6	8,8	3%	5,8	7,0	-46%
Herval	Primavera	51,7	57,4	11%	6,6	9,4	42%	4,2	6,3	49%
	Verão	51,8	63,0	22%	8,9	10,2	14%	5,8	6,6	14%
	Outono	43,4	51,7	19%	7,4	8,5	14%	4,8	5,9	24%
	Inverno	46,3	49,8	7%	8,0	8,2	2%	5,3	5,8	8%
Hulha Negra	Primavera	52,6	57,6	10%	6,5	9,0	40%	4,3	6,2	42%
	Verão	56,1	66,4	18%	8,9	9,7	10%	5,9	6,6	12%
	Outono	40,9	50,1	23%	7,0	8,4	20%	4,6	5,7	24%
	Inverno	42,3	47,6	12%	8,7	8,2	-6%	5,9	5,6	-6%

Na tabela 6 estão os resultados das análises de HIA, com os números de casos evitáveis em relação a redução das concentrações dos poluentes nos cenários de aumento de temperatura (valores preditos) para os valores observados. As análises mostram resultados de internações para causas relacionadas ao sistema respiratório em diferentes faixas etárias para exposição ao O₃. O maior número de mortes evitáveis anualmente por 100.000 habitantes no cenário de +2°C foi para Aceguá com uma redução 9 óbitos para população >65, se houvesse uma redução de 4,93 µg/m³ na média anual dos níveis de O₃ preditos. Aceguá no cenário de +4°C considerando o mesmo cenário anterior também se destaca com um número maior de mortes anuais evitáveis por 100.000 habitantes com uma redução de 11,9 óbitos para população >65 se houvesse uma redução de 6,46 µg/m³ na média anual dos níveis de O₃ preditos.

Na tabela 7. Encontra-se os resultados dos casos evitáveis para PM₁₀, onde Candiota se destaca com o maior número de casos evitáveis por 100 mil habitantes no cenário de +2°C, considerando uma redução nos níveis de PM₁₀ de 0,54 µg/m³ que implicou em uma redução de 6,26 casos para hospitalizações cardíacas por 100 mil habitantes. Já para as hospitalizações respiratórias, uma redução de 0,54 µg/m³ implicou em 10,10 casos evitáveis por 100 mil habitantes. No cenário de +4°C os casos evitáveis não foram maiores que 1. Pinheiro Machado no cenário de +2°C para hospitalizações cardíacas, com uma redução de 1,86 µg/m³ gerou uma redução de 0,74 casos por 100.00 habitantes, já para hospitalizações respiratórias, o mesmo cenário de redução gerou 0,28 casos evitáveis por 100 mil habitantes. No cenário de +4°C em ambos os cenários citados anteriormente, a redução de 2,39 µg/m³ gerou uma redução 0,96 e 0,37 casos por 100 mil habitantes respectivamente.

Tabela 6. Número de casos evitáveis em relação a redução dos valores preditos em ambos os cenários de aumento de temperatura (RCP 4.5 e 8.5) considerando o poluente O₃ para hospitalizações relacionadas ao sistema respiratório considerando as faixas etárias de 15-64 e >64 anos.

Cenário	Cidade	Redução (µg/m ³)	Hospitalizações Respiratórias 15-64		Hospitalizações Respiratórias >64	
			Nº anual de casos evitados	Nº anual de casos evitados (100mil hab)	Nº anual de caso evitados	Nº anual de casos evitados (100mil hab)
+2°C	Candiota	4,26	0,0	0,04	0,0	1,13
	Pedras Altas	7,38	0,1	0,06	0,1	6,52
	Aceguá	4,93	0,0	0,21	0,0	9,22
	Bagé	2,91	0,1	0,08	0,4	2,26
	Herval	4,79	0,0	0,09	0,0	3,27
	Hulha Negra	3,83	0,0	0,16	0,0	3,91
	Pinheiro Machado	7,07	0,0	0,06	0,1	6,24
	Candiota	7,23	0,0	0,06	0,0	1,91
+4°C	Pedras Altas	4,80	0,0	0,08	0,1	7,02
	Aceguá	6,46	0,0	0,27	0,1	11,91
	Bagé	5,65	0,0	0,0	0,0	0,09
	Herval	7,19	0,0	0,14	0,1	4,90
	Hulha Negra	6,70	0,0	0,14	0,0	3,36
	Pinheiro Machado	10,40	0,0	0,09	0,2	9,18
	Candiota	7,23	0,0	0,06	0,0	1,91
	Pedras Altas	4,80	0,0	0,08	0,1	7,02

Tabela 7. Número de casos evitáveis em relação a redução dos valores preditos em ambos os cenários de aumento de temperatura (RCP 4.5 e 8.5) considerando o poluente PM₁₀ para hospitalizações relacionadas ao sistema respiratório e hospitalizações cardíacas.

Cenário	Cidade	Redução ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Hospitalizações respiratórias		Hospitalizações Cardíacas	
			Nº anual de casos evitados	Nº anual de casos evitados (100mil habitantes)	Nº anual de casos evitados	Nº anual de casos evitados (100mil habitantes)
+2°C	Candiota	0,54	1,1	10,10	0,7	6,26
	Pedras Altas	1,85	0,0	0,0	0,0	0,0
	Aceguá	0,3	0,0	0,12	0,0	0,02
	Bagé	0,54	0,1	0,04	0,0	0,02
	Herval	0,99	0,0	0,68	0,0	0,21
	Hulha Negra	0,03	0,0	0,00	0,0	0,0
	Pinheiro	1,86	0,1	0,74	0,0	0,28
	Machado					
+4°C	Candiota	0,84	0,0	0,18	0,0	0,11
	Pedras Altas	0,95	0,0	0,01	0,0	0,0
	Aceguá	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0
	Bagé	0,83	0,4	0,35	0,1	0,13
	Herval	1,32	0,0	0,51	0,0	0,16
	Hulha Negra	0,12	0,0	0,01	0,0	0,0
	Pinheiro	2,39	0,1	0,96	0,0	0,37
	Machado					

Na Tabela 8 estão os resultados das análises de mortes atribuíveis a poluição do ar para PM_{2,5} nos diferentes cenários, considerando óbitos por todas as causas, doenças no sistema respiratório, circulatório, DPOC e câncer de pulmão.

Para todas as cidades, conforme aumenta o nível de exposição aos poluentes (do cenário 1 ao cenário 3). As diferenças entre os desfechos são mais pronunciadas nos cenários de maior exposição, especialmente para DPOC e câncer de pulmão, indicando uma maior sensibilidade dessas doenças à poluição do ar. As cidades variam quanto ao impacto, com algumas apresentando números absolutos maiores, como Bagé e Pinheiro Machado, refletindo uma maior densidade populacional ou outros fatores locais influenciando a exposição e vulnerabilidade.

Considerando a mortalidade por todas as causas, observa-se que as proporções atribuíveis variam. Pinheiro Machado, por exemplo, a poluição do ar contribui com uma mortalidade de 4,22%, o que se traduz em aproximadamente 6,99 casos atribuíveis por 100.000 pessoas. Esses números são superiores aos observados em outras áreas, como Aceguá, onde a atribuição é de 0,21%: 1,14 casos por 100.000 pessoas. Já para os impactos no sistema respiratório e circulatório, os resultados também mostram variações. Em Herval, a mortalidade atribuída ao sistema circulatório é de 1,18%, refletindo 3,73 casos por 100.000 habitantes. Para o sistema respiratório, Pinheiro Machado destacam-se novamente, com uma atribuição de 2,43% e 6,22 casos atribuíveis por 100.000 habitantes. Em Hulha Negra, DPOC apresenta uma atribuição de 3,29%, resultando em 5,05 casos por 100.000 habitantes, enquanto câncer de pulmão mostra uma atribuição de 1,42%, com 2,25 casos .

261

262 Tabela 8. Mortes atribuíveis a poluição do ar para PM_{2,5} nos diferentes cenários de temperatura (cenário 1 = dados originais (observados) /
 263 cenário 2 = RCP 4.5 / cenário 3 – RCP 8,5) para todas as sete cidades analisadas no estudo, considerando diferentes desfechos: mortes por todas
 264 as causas, doenças do sistema respiratório/circulatório, DPOC e câncer de pulmão.

Cidade	Cidade	Cenário	Proporção Atribuível Estimada (%)	Número estimado de casos atribuíveis por 100.000 População em Risco
Todas as Causas	Acegua	1	0.0 (0.0-0.0)	0.0 (0.0-0.0)
		2	0,08 (0,06-0,09)	0.2 (0.1-0.3)
		3	0.21 (0.16-0.23)	1.14 (0.87-1.28)
	Bagé	1	0.0 (0.0-0.0)	0.0 (0.0-0.0)
		2	0.29 (0.22-0.33)	4.02 (3.8-4.62)
		3	0.45 (0.34-0.5)	5.66 (5.8-8.57)
	Candiota	1	0.26 (0.20-0.29)	2.8 (2.2-3.13)
		2	0.65 (0.49-0.73)	6.98 (5.29-7.81)
		3	0.83 (0.63-0.93)	1.95 (0.57-2.84)
	Herval	1	0.03 (0.02-0.03)	0.6 (0.45-0.67)
		2	0.76 (0.58-0.85)	14.77 (11.19-16.53)
		3	0.87 (0.66-0.98)	17 (12.88-19.02)
	Hulha Negra	1	0.0 (0.0-0.0)	0.0 (0.0-0.0)
		2	0,5 (0,06-0,9)	1.1 (0.1-0.15)
		3	0.21 (0.16-0.23)	1.14 (0.87-1.28)
	Pedras Altas	1	0.25 (0.19-0.28)	2.51 (2.06-3.93)
		2	0.50 (0.38-0.56)	2.11 (1.39-7.96)
		3	0.66 (0.5-0.74)	2.86 (2.77-8.87)
	Pinheiro Machado	1	1.5 (1.14-1.68)	3.58 (3.95-5.33)
		2	2.24 (1.7-2.51)	7.11 (5.76-8.68)
		3	4.22 (1.69-2.48)	6.99 (3.47-7.57)
Sistema Circulatório	Acegua	1	0.0 (0.0-0.0)	0.0 (0.0-0.0)
		2	0.11 (0.09-0.14)	0.27 (0.22-0.34)
		3	0.28 (0.23-0.35)	0.67 (0.55-0.84)
	Bagé	1	0.0 (0.0-0.0)	0.0 (0.0-0.0)
		2	0.4 (0.33-0.5)	2.76 (2.28-3.46)
		3	0.6 (0.5-0.76)	4.2 (3.47-5.27)
	Candiota	1	0.35 (0.29-0.44)	1.36 (1.13-1.71)
		2	0.88 (0.73-1.11)	3.4 (2.81-4.26)
		3	1.12 (0.93-1.41)	4.31 (3.56-5.41)
	Herval	1	0.03 (0.03-0.04)	0.24 (0.20-0.30)
		2	1.03 (0.85-1.29)	2.89 (1.52-3.9)
		3	1.18 (0.98-1.48)	3.73 (1.74-5.18)
	Hulha Negra	1	0.0 (0.0-0.0)	0.0 (0.0-0.0)
		2	0.15 (0.09-0.14)	0.21 (0.12-0.30)

Sistema Respiratório	Pedras Altas	3	0.28 (0.23-0.35)	0.52 (0.51-0.84)
		1	0.33 (0.28-0.42)	1.5 (1.24-1.88)
		2	0.68 (0.56-0.85)	1.8 (1.7-1.11)
		3	0.89 (0.74-1.12)	2.02 (1.32-5.04)
	Pinheiro Machado	1	2.03 (1.68-2.55)	7.04 (5.96-7.08)
		2	3.03 (2.51-3.79)	6.94 (4.86-8.44)
		3	3.69 (4.48-3.75)	7.96 (4.71-9.22)
	Acegua	1	0.0 (0.0-0.0)	0.0 (0.0-0.0)
		2	0.1 (0.03-0.18)	0.6 (0.2-1.0)
		3	0.26 (0.08-0.45)	0.6 (0.0-0.9)
	Bagé	1	0.0 (0.0-0.0)	0.0 (0.0-0.0)
		2	0.36 (0.11-0.63)	0.12 (0.04-0.2)
		3	0.55 (0.17-0.96)	1.18 (0.6-2.31)
	Candiota	1	0.32 (0.1-0.56)	0.99 (0.3-1.16)
		2	0.81 (0.25-1.4)	1.0 (0.8-1.2)
		3	1.02 (0.32-1.77)	2.4 (2.0-3.0)
	Herval	1	0.03 (0.01-0.05)	0.01 (0.0-0.03)
		2	0.94 (0.29-1.63)	1.92 (0.6-3.33)
		3	1.08 (0.34-1.87)	2.21 (0.69-3.83)
	Hulha Negra	1	0.1 (0.1-0.3)	0.0 (0.0-0.0)
		2	0.22 (0.24-0.36)	0.6 (0.1-0.7)
		3	1.01 (0.09-1.05)	2.1 (1.5-2.8)
	Pedras Altas	1	0.3 (0.09-0.53)	0.0 (0.0-0.0)
		2	0.72 (0.19-1.07)	1.85 (0.58-3.21)
		3	0.92 (0.25-1.41)	2.45 (0.76-4.24)
	Pinheiro Machado	1	1.86 (0.58-3.21)	0.0 (0.0-0.0)
		2	2.77 (0.87-4.77)	4.98 (3.93-5.13)
		3	2.74 (0.86-4.72)	3.95 (2.92-5.08)
Doença Pulmonar Obstrutiva Crônica (DPOC)	Acegua	1	0.0 (0.0-0.0)	0.0 (0.0-0.0)
		2	1.14 (0.14-2.35)	2.71 (0.32-5.57)
		3	1.29 (0.23-2.57)	3.05 (0.54-6.07)
	Bagé	1	0.0 (0.0-0.0)	0.0 (0.0-0.0)
		2	1.39 (0.29-2.71)	7.15 (1.49-13.92)
		3	1.57 (0.4-2.98)	7.08 (2.08-15.27)
	Candiota	1	1.36 (0.27-2.66)	2.45 (1.09-3.89)
		2	1.82 (0.56-3.33)	2.04 (0.93-5.57)
		3	2.04 (0.7-3.64)	3.41 (1.17-6.08)
	Herval	1	1.07 (0.09-2.25)	0.55 (0.05-1.15)
		2	1.95 (0.64-3.51)	3.2 (1.33-4.80)
		3	2.1 (0.74-3.72)	1.07 (0.38-1.9)
	Hulha Negra	1	0.0 (0.0-0.0)	0.0 (0.0-0.0)
		2	3.44 (2.07-4.35)	6.71 (1.32-8.57)
		3	3.29 (0.23-2.57)	5.05 (5.54-7.07)
	Pedras Altas	1	0.2 (0.26-1.2)	0.0 (0.0-0.0)
		2	1.64 (0.44-3.07)	2.92 (1.33-5.2)
		3	1.83 (0.56-3.34)	3.49 (1.69-10.03)

Câncer de Pulmão	Pinheiro Machado	1	1.92 (1.29-4.87)	2.06 (1.04-3.93)
		2	3.87 (1.94-6.15)	5.37 (4.69-7.88)
		3	3.4 (1.92-6.11)	7.3 (4.64-12.79)
	Acegua	1	0.0 (0.0-0.0)	0.0 (0.0-0.0)
		2	1.34 (0.07-2.77)	2.09 (0.05-2.18)
		3	1.51 (0.17-3.01)	2.19 (0.13-2.37)
	Bagé	1	0.0 (0.0-0.0)	0.0 (0.0-0.0)
		2	1.62 (0.23-3.18)	2.11 (0.3-4.12)
		3	1.83 (0.36-3.48)	2.38 (0.46-4.51)
	Candiota	1	1.58 (0.21-3.12)	2.96 (0.14-3.99)
		2	1.12 (0.52-3.88)	4.02 (2.17-5.3)
		3	2.36 (0.67-4.22)	3.5 (0.22-3.6)
	Herval	1	1.26 (0.02-2.65)	2.93 (1.3-4.07)
		2	2.26 (0.61-4.08)	5.79 (1.55-10.46)
		3	2.43 (0.72-4.31)	6.22 (1.83-11.04)
	Hulha Negra	1	0.0 (0.0-0.0)	0.0 (0.0-0.0)
		2	1.53 (0.07-2.77)	3.6 (2.7-4.19)
		3	1.42 (0.17-3.58)	2.25 (0.13-2.37)
	Pedras Altas	1	0.2 (0.2-3.09)	0.7 (0.5-0.9)
		2	1.91 (0.4-3.58)	3.2 (0.81-3.5)
		3	2.13 (0.53-3.89)	4.3 (2.93-6.5)
	Pinheiro Machado	1	2.36 (1.33-5.56)	5.42 (2.15-8.97)
		2	4.02 (2.0-6.93)	7.38 (1.1-8.73)
		3	4.58 (2.02-6.89)	7.86 (1.09-11.71)

Discussão

A poluição do ar e as mudanças climáticas são ameaças à saúde em todo o mundo. No presente estudo, os cenários de aumento de temperatura implicaram em maiores concentrações dos diferentes poluentes analisados. Essa contribuição apresentou relações sazonais para o O₃ em todas as cidades nos cenários de +2°C e +4°C, onde o verão e o outono foram as estações que mais contribuíram para as maiores concentrações desse poluente. Essa relação sazonal da poluição com a concentração dos poluentes ocorre por meio das variáveis meteorológicas. Esses parâmetros desempenham um papel crucial na influência da qualidade do ar urbano, que influencia diretamente na saúde da população (Zhang et al., 2018; Balakrishnan et al., 2019).

Ying et al. (2018) exploraram essa relação sobre o O₃ com projeções futuras da mortalidade não acidental no verão em sete grandes cidades da Coreia do Sul durante as décadas de 2020 (2016-2025) e 2050 (2046-2055), considerando mudanças na temperatura e na concentração de ozônio, que foram previstas usando o HadGEM3-RA e o Sistema Integrado de Modelagem do Clima e da Qualidade do Ar, respectivamente. Foram considerados quatro cenários da Via de Concentração Representativa (RCP) (RCP 2.6, 4.5, 6.0 e 8.5). Os resultados mostraram que a mortalidade não acidental no verão aumentará 0,5%, 0,0%, 0,4% e 0,4% na década de 2020, e 1,9%, 1,5%, 1,2% e 4,4% na década de 2050 devido à mudança de temperatura em comparação com a mortalidade de base durante 2001-2010, sob RCP 2.6, 4.5, 6.0 e 8.5, respectivamente. Enquanto isso, a mortalidade aumentará em 0,0%, 0,5%, 0,0% e 0,5% na década de 2020, e 0,2%, 0,2%, 0,4% e 0,6% na década de 2050 devido à mudança na concentração de ozônio.

Em relação ao PM₁₀ e ao PM_{2.5}, a primavera e o outono representam as maiores contribuições nos cenários de aumento de temperatura. O inverno foi capaz de reduzir os níveis desses poluentes em todas as cidades para PM₁₀ e PM_{2.5}, exceto em Herval para PM_{2.5} no cenário de +2°C e em Pinheiro Machado para PM₁₀ no cenário de +4°C. Ying et al. (2018) realizaram um estudo projetado para analisar como a temperatura modulou os efeitos do material particulado (PM₁₀, PM_{2.5}) sobre as internações em Pequim, China, de 2009 a 2011, usando três modelos para avaliar os efeitos adversos à saúde do PM com modificações de temperatura. Os resultados mostraram evidências consistentes de que temperaturas relativamente mais altas (temperatura ajustada ≥

temperatura de corte) modificaram significativamente os efeitos do PM sobre a morbidade da poluição. Os efeitos do PM_{2.5} foram mais pronunciados do que os do PM₁₀. Além disso, os resultados indicaram que os idosos e as mulheres eram mais vulneráveis ao PM sob condições de alta temperatura.

Para além das questões ambientais relacionadas à região de mineração de carvão de Candiota (Filho et al., 2002; De Souza et al., 2021), diferentes estudos já relacionam a exposição dos residentes com desfechos negativos para a saúde (Da Silva Bonifácio et al., 2021; Dos Santos et al., 2021; Brum et al., 2022; Honscha et al., 2023). Nossos resultados em relação aos indicadores de saúde da população mostram que as questões climáticas podem influenciar no agravamento da saúde dos residentes da região, onde nosso pior cenário de aumento de temperatura (RCP 8.5) poderá contribuir para um aumento nos óbitos por todas as causas, doenças do sistema circulatório/respiratório, DPOC e câncer de pulmão associados à exposição ao PM_{2.5}. Essa contribuição variou entre as cidades, destacando Herval e Pinheiro Machado, demonstrando a contribuição do aumento da temperatura para a dispersão dos poluentes atmosféricos do seu local de origem (Candiota e Pedras Altas).

Com maiores concentrações de poluentes atmosféricos resultantes do aumento da temperatura local, maiores serão os impactos gerados à população exposta. Um estudo realizado por Yuexin et al. (2011) mostrou que mudanças marcantes na temperatura podem causar estresse fisiológico e alterar o estado de saúde de uma pessoa em resposta a agentes tóxicos, talvez tornando-as mais suscetíveis aos efeitos dos poluentes atmosféricos (Gordon et al., 2005). Além disso, a maioria das mortes relacionadas à poluição atmosférica ocorre em adultos idosos (Bateson et al., 2004), que têm menor capacidade de termorregulação e maior limiar de sudorese em comparação com pessoas mais jovens. Portanto, as interações com os poluentes atmosféricos em temperaturas mais altas podem representar um maior risco à saúde.

Através dos nossos achados e outros estudos realizados na região, podemos concluir que a poluição do ar em Candiota é um fator de risco para a população residente. Marmett et al. (2023) também abordaram essa problemática ao conduzir uma avaliação focada nos HPAs e na cidade. O estudo teve como objetivo avaliar o risco de saúde carcinogênico da exposição por inalação de HPAs. Um total de 158 indivíduos foi incluído no estudo. O monitoramento de HPAs e parâmetros meteorológicos foi realizado, e a avaliação do risco de saúde foi determinada por meio do quociente equivalente tóxico do benzo(a)pireno (BaP-TEQ) e da estimativa do risco de câncer

vitalício incremental (ILCR). A área de atividade de carvão de Candiota demonstrou uma concentração anual de HPAs de 27,7 ng/μg/m³, concentração de PM₁₀ de 26,3 μg/μg/m³, concentração de SO₂ de 9,5 μg/μg/m³, um valor de BaP-TEQ de 0,3 ng/m³ e uma inalação diária de 62,4 ng/dia. Foram observados valores de ILCR de $2,8 \times 10^{-6}$ e $2,6 \times 10^{-6}$ para estimativas com base em valores de referência e reais, respectivamente, e esses níveis estavam acima do limite de referência de 10^{-6} , indicando risco de câncer e evidenciando a problemática atrelada a essa região.

Embora diversos estudos tenham sido realizados na região, não existem informações na literatura que considerem cenários futuros de temperatura em áreas afetadas pela mineração de carvão. Em estudos de escala mundial, são evidenciados apenas os efeitos na saúde. A relação das variáveis ambientais, meteorológicas e as consequências nos indicadores de saúde como resultado dessas associações são pouco abordadas, principalmente quando se trata de pequenas regiões com baixos números populacionais. A adaptação do sistema de saúde é essencial para lidar com os resultados das implicações climáticas futuras na população. Políticas públicas devem focar no desenvolvimento de estratégias que visem compreender a dinâmica futura entre poluição do ar e mudanças climáticas, para que, com isso, os impactos sejam amenizados.

O estudo apresenta algumas limitações relacionadas ao uso de dados de poluição do ar obtidos por satélites, os quais podem apresentar erros de classificação não aleatórios, efeitos de saturação e efeitos atmosféricos, os quais podem fazer com que os dados se desviem dos dados precisos, baseados no solo. No entanto, acreditamos que o uso de dados de satélite ainda é a melhor opção disponível para avaliar a poluição do ar nesta região. Outra limitação são alguns fatores não considerados nas análises, como mudanças na cobertura terrestre e questões geográficas, fatores que podem influenciar as diretamente na temperatura e explicar o comportamento dos poluentes em determinada região.

Conclusão

Concluimos que os cenários de aumento de temperatura (RCP 4.5 e 8.5) intensificam as concentrações dos poluentes atmosféricos (O₃, PM₁₀ e PM_{2,5}) na região de Candiota e em todos os municípios adjacentes. Além disso, observamos que todas as estações, nos cenários propostos, contribuem para o aumento das concentrações dos poluentes, exceto no inverno para o Material Particulado. Em relação aos indicadores de saúde estimados por mortes atribuíveis e HIA, podemos observar que quanto maior o aumento projetado da temperatura, piores serão os resultados para a população exposta. Enfrentar as alterações climáticas a nível regional é fundamental para um campo crescente de investigação científica sobre temas como a saúde ambiental e o fardo das doenças e os impactos econômicos resultantes.

Referencias

ABBEY, David E. et al. Long-term inhalable particles and other air pollutants related to mortality in nonsmokers. **American journal of respiratory and critical care medicine**, v. 159, n. 2, p. 373-382, 1999.

AMOATEY, Patrick et al. Emissions and exposure assessments of SOX, NOX, PM_{10/2.5} and trace metals from oil industries: A review study (2000–2018). **Process Safety and Environmental Protection**, v. 123, p. 215-228, 2019.

ANDRANGO, Daysi Tatiana; RIOS, Xavier Eduardo Zapata. Determinação de tendências de eventos climáticos extremos no Centro Norte da Região Interandina do Equador. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 30, p. 668-690, 2022.

APTE, Joshua S. et al. Ambient PM_{2.5} reduces global and regional life expectancy. **Environmental Science & Technology Letters**, v. 5, n. 9, p. 546-551, 2018.

BERG, Sturua L (2020) The critical need for enhancing the research capacity regarding the intersection of air pollution and noncommunicable diseases in Georgia. **Georgian Med News** 301:178– 182

BIGLIARDI, Ana Paula et al. Blood markers among residents from a coal mining area. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 1409-1416, 2021.

CARVALHO, Roseana Böek et al. O₃ concentration and duration of exposure are factors influencing the environmental health risk of exercising in Rio Grande, Brazil. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 44, n. 8, p. 2733-2742, 2022.

CHAN, Chak K.; YAO, Xiaohong. Air pollution in mega cities in China. **Atmospheric environment**, v. 42, n. 1, p. 1-42, 2008.

CHEN, Fei et al. Does temperature modify the effect of PM₁₀ on mortality? A systematic review and meta-analysis. **Environmental Pollution**, v. 224, p. 326-335, 2017.

CHENG, Yuexin; KAN, Haidong. Effect of the interaction between outdoor air pollution and extreme temperature on daily mortality in Shanghai, China. **Journal of epidemiology**, p. 1110250268-1110250268, 2012.

CHIO, Chia-Pin et al. Health impact assessment of PM_{2.5} from a planned coal-fired power plant in Taiwan. **Journal of the Formosan Medical Association**, v. 118, n. 11, p. 1494-1503, 2019.

CLEMENTS, Andrea L. et al. Chemical characterization of coarse particulate matter in the Desert Southwest–Pinal County Arizona, USA. **Atmospheric Pollution Research**, v. 5, n. 1, p. 52-61, 2014.

CORTES, Corinna; VAPNIK, Vladimir. Support-vector networks. **Machine learning**, v. 20, n. 3, p. 273-297, 1995.

DA SILVA BONIFÁCIO, Alicia et al. Human health risk assessment of metals and anions in surface water from a mineral coal region in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 9, p. 1-11, 2021.

DE LIMA BRUM, Rodrigo et al. Urinary Pb levels in schoolchildren from the largest coal mining area in Brazil and its associated factors: a cross-sectional study. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 49, p. 74407-74415, 2022.

DE MOURA, Fernando Rafael et al. In the line of fire: Analyzing burning impacts on air pollution and air quality in an Amazonian city, Brazil. **Atmospheric Pollution Research**, v. 15, n. 4, p. 102033, 2024.

DE MOURA, Fernando Rafael; DA SILVA JÚNIOR, Flavio Manoel Rodrigues. 2030 Agenda: discussion on Brazilian priorities facing air pollution and climate change challenges. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 3, p. 8376-8390, 2023.

DEVOS, Stefanie et al. Cost saving potential in cardiovascular hospital costs due to reduction in air pollution. **Science of the Total Environment**, v. 527, p. 413-419, 2015.

FRANZEN, Melissa et al. Delimitação das áreas afetadas pela mineração de carvão no sul de Santa Catarina. 2021.

GUARNIERI, Michael; BALMES, John R. Outdoor air pollution and asthma. **The Lancet**, v. 383, n. 9928, p. 1581-1592, 2014.

HONSCHA, Laiz Coutelle et al. Human health risk assessment of air pollutants in the largest coal mining area in Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 21, p. 59499-59509, 2023.

IBM. **The Weather Channel**. Disponível em: <<https://weather.com/?Goto=Redirected>>. Acesso em: 18 jan. 2022.

INGOLE, Vijendra et al. Local mortality impacts due to future air pollution under climate change scenarios. **Science of the Total Environment**, v. 823, p. 153832, 2022.

INGOLE, Vijendra et al. Local mortality impacts due to future air pollution under climate change scenarios. **Science of the Total Environment**, v. 823, p. 153832, 2022.

INMET. **Banco de Dados Meteorológicos do INMET**. Disponível em:
<https://bdmep.inmet.gov.br/>

JERRETT, Michael et al. Long-term ozone exposure and mortality. **New England Journal of Medicine**, v. 360, n. 11, p. 1085-1095, 2009.

JÚNIOR, Flavio Manoel Rodrigues Da Silva et al. Air quality in cities of the extreme south of Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, v. 15, n. 1, p. 61-67, 2020.

KIM, Jeong Jae; HANN, Taeseong; LEE, Sang Joon. Effect of flow and humidity on indoor deposition of particulate matter. **Environmental pollution**, v. 255, p. 113263, 2019.

KINNEY, Patrick L. How Can We Solve Our Air Quality Problem in the Face of Climate Change?. **JAMA Network Open**, v. 4, n. 1, p. e2035010-e2035010, 2021.

KOUSKY, Carolyn. Informing climate adaptation: A review of the economic costs of natural disasters. **Energy economics**, v. 46, p. 576-592, 2014.

KREWSKI, Daniel et al. Extended follow-up and spatial analysis of the American Cancer Society study linking particulate air pollution and mortality. Boston, MA: Health Effects Institute, 2009.

LEÃO, Marcos Lorrان Paranhos et al. Health impact assessment of air pollutants during the COVID-19 pandemic in a Brazilian metropolis. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 41843-41850, 2021.

LEÃO, Marcos Lorrان Paranhos; ZHANG, Linjie; DA SILVA JÚNIOR, Flavio Manoel Rodrigues. Effect of particulate matter (PM2.5 and PM10) on health indicators: climate change scenarios in a Brazilian metropolis. **Environmental Geochemistry and Health**, p. 1-12, 2022.

LI, Mengqian et al. The atmospheric travel distance of persistent organic pollutants-revisit and application in climate change impact on long-rang transport potential. **Atmospheric Research**, v. 255, p. 105558, 2021.

LI, Wei et al. Distribution of atmospheric particulate matter (PM) in rural field, rural village and urban areas of northern China. **Environmental Pollution**, v. 185, p. 134-140, 2014.

MACHIN, Adrian Blanco; NASCIMENTO, Luiz Fernando Costa. Effects of exposure to air pollutants on children's health in Cuiabá, Mato Grosso State, Brazil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 34, 2018.

MAFAVISSE, Isaias Mutombo; DE CAMPOS, Valquiria. Variações espaciais e sazonais de material particulado no ar em áreas residenciais adjacentes às minas de carvão em Moatize, Moçambique. **Revista Entre-Lugar**, v. 12, n. 23, p. 441-466, 2021.

MALAKOOTIAN, Mohammad; MOHAMMADI, Azam. Estimating health impact of exposure to pm2. 5, no2 and o3 using airq+ model in kerman, iran. **Environmental Engineering and Management Journal**, v. 19, n. 8, p. 1317-1323, 2020.

MARENGO, José A. et al. Future change of temperature and precipitation extremes in South America as derived from the PRECIS regional climate modeling system. **International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society**, v. 29, n. 15, p. 2241-2255, 2009.

MENG, Xia et al. Temperature modifies the acute effect of particulate air pollution on mortality in eight Chinese cities. **Science of the total environment**, v. 435, p. 215-221, 2012.

MUKHERJEE, Arideep; AGRAWAL, Madhoolika. World air particulate matter: sources, distribution and health effects. **Environmental chemistry letters**, v. 15, p. 283-309, 2017.

NOBRE, C. et al. Vulnerability of Brazilian megacities to climate change: the São Paulo Metropolitan Region (RMSP). **CLIMATE CHANGE IN BRAZIL**, p. 197, 2011.

O'NEILL, Brian C. et al. Achievements and needs for the climate change scenario frame work. **Nature climate change**, v. 10, n. 12, p. 1074-1084, 2020.

O'NEILL, Brian C. et al. The roads ahead: Narratives for shared socioeconomic pathways describing world futures in the 21st century. **Global environmental change**, v. 42, p. 169-180, 2017.

POPE III, C. Arden; DOCKERY, Douglas W. Epidemiology of particle effects. In: **Air pollution and health**. Academic Press, 1999. p. 673-705.

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, p. 143027, 2021.

RODRÍGUEZ, Inmaculada et al. Human exposure to fluoride from tea (*Camellia sinensis*) in a volcanic region—Canary Islands, Spain. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 35, p. 43917-43928, 2020.

RODRIGUEZ-IRURETAGOIANA, Azibar et al. A new procedure to quantify silver nanoparticles in sediments. **Gondwana Research**, v. 110, p. 264-269, 2022.

ROLLIN, Orianne et al. Effects of ozone air pollution on crop pollinators and pollination. **Global Environmental Change**, v. 75, p. 102529, 2022.

SANTANA, E. R. R. de, Sampaio, C. H., Teixeira, E. C., Andréani, P.-A., Benezet, J.-

C., Adamiec, P., et al. (2011). Caracterização de cinzas sulfatadas de carvão visando utilização na indústria de cimento - reconstrução mineralógica do carvão de Candiota (Brasil). *Brazilian Journal of Geology*, 41(2), 220–227.

SCHRAUFNAGEL, Dean E. et al. Health benefits of air pollution reduction. **Annals of the American Thoracic Society**, v. 16, n. 12, p. 1478-1487, 2019.

SCHWARTZ, Joel; DOCKERY, Douglas W. Increased mortality in Philadelphia associated with daily air pollution concentrations. **Am Rev Respir Dis**, v. 145, n. 3, p. 600-604, 1992.

SCUDELER, Ana Flávia. **Influência das condições meteorológicas na concentração do material particulado (MP10) na cidade de Francisco Beltrão, Paraná**. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

SILVA, Otávio Coscrato Cardoso da et al. Avaliação do uso de dados meteorológicos de satélite (NasaPower) para manejo de irrigação no Brasil. 2021.

SILVA, Thalia Rodrigues Barbosa da. Estudo das concentrações de material particulado grosso (MP10) de ambiente urbano e rural do município de Catalão–GO sob influência de diferentes condições meteorológicas. 2021.

SOLOMON, Susan. The physical science basis: Contribution of Working Group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. **Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Climate change 2013**, v. 996, 2013.

TAGARIS, Efthimios et al. Potential impact of climate change on air pollution-related human health effects. **Environmental science & technology**, v. 43, n. 13, p. 4979-4988, 2009.

TAI, Amos PK; MARTIN, Maria Val; HEALD, Colette L. Threat to future global food security from climate change and ozone air pollution. **Nature Climate Change**, v. 4, n. 9, p. 817-821, 2014.

TAVELLA, Ronan Adler et al. Weekend Effect of Air Pollutants in a Tropical Brazilian Metropolis. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 234, n. 8, p. 521, 2023.

WIKUATS, Caroline Fernanda Hei et al. Health Risk Assessment of Exposure to Air Pollutants Exceeding the New WHO Air Quality Guidelines (AQGs) in São Paulo, Brazil. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 20, n. 9, p. 5707, 2023.

XUE, Yi et al. Investigation of the influence of gas fracturing on fracturing characteristics of coal mass and gas extraction efficiency based on a multi-physical field model. **Journal of Petroleum Science and Engineering**, v. 206, p. 109018, 2021.

ZHANG, Hao et al. A novel in-seam borehole discontinuous hydraulic flushing technology in the driving face of soft coal seams: Enhanced gas extraction mechanism and field application. **Rock Mechanics and Rock Engineering**, v. 55, n. 2, p. 885-907, 2022.

ZHANG, Hongliang et al. Relationships between meteorological parameters and criteria air pollutants in three megacities in China. **Environmental research**, v. 140, p. 242-254, 2015.

ZHANG, Hongliang et al. Relationships between meteorological parameters and criteria air pollutants in three megacities in China. **Environmental research**, v. 140, p. 242-254, 2015.

ZHANG, Xin; CHEN, Xi; ZHANG, Xiaobo. The impact of exposure to air pollution on cognitive performance. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 115, n. 37, p. 9193-9197, 2018.

Considerações finais

A crise climática global vem se intensificando ao longo dos anos, representando uma ameaça à existência da população mundial. Essa problemática transcende as expectativas de melhoria imediata e nos obriga a considerar como estaremos daqui a alguns anos. O entendimento de cenários futuros, principalmente em relação ao superaquecimento do planeta e às mudanças climáticas, torna-se essencial para compreender os impactos climáticos e desenvolver estratégias de mitigação e adaptação.

Através da nossa pesquisa, observamos como a influência da temperatura diante de variáveis meteorológicas pode mudar diretamente as concentrações dos poluentes atmosféricos, intensificando as consequências para as pessoas expostas as regiões hotspots de poluição. Na nossa área de estudo, a mineração de carvão é o principal fator de risco para saúde da população. É importante ressaltar que as comunidades de baixa renda e as minorias étnicas frequentemente residem nas proximidades das instalações de mineração de carvão e usinas termelétricas, enfrentando uma carga desproporcional de poluição do ar e outros impactos adversos à saúde.

Diante dos nossos resultados, podemos observar que as emissões atmosféricas não ficam concentradas apenas nas proximidades das fontes emissoras, e sim se expandem para os municípios adjacentes. A explicação para esse resultado, vem dos fatores meteorológicos que desempenham um papel crucial na dispersão de poluentes atmosféricos. A interação entre a atmosfera e os poluentes é influenciada por uma variedade de condições meteorológicas, como temperatura, umidade relativa, velocidade e direção do vento, e a ocorrência de precipitação.

As variações nos níveis de poluentes variam entre as cidades e não seguem um padrão consistente, com diferentes poluentes destacados em cada localidade. Por exemplo, em Candiota, o $PM_{2,5}$ teve maior influência em um cenário, enquanto em Pedras Altas e Aceguá, o O_3 foi predominante. Em relação às estações do ano, verão e outono contribuem para as maiores concentrações de O_3 em todas as cidades, enquanto primavera e outono representam as maiores contribuições para o PM_{10} e $PM_{2,5}$. Em resumo, os resultados destacam a complexidade das variações nos níveis de poluentes atmosféricos em diferentes cidades influenciadas pela mineração de carvão, mostrando

que as emissões não seguem padrões uniformes e que fatores como temperatura e estações do ano desempenham um papel significativo.

Essas descobertas têm implicações importantes para o planejamento e a mitigação da poluição do ar nessas regiões. Compreender a dinâmica futura dos poluentes atmosféricos é essencial para planejar e entender as implicações na saúde da população. É crucial desenvolver políticas públicas que considerem o impacto futuro resultante do aumento da temperatura e das mudanças climáticas.