UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE

PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E CIÊNCIAS AMBIENTAIS

SILVIA VITÓRIA GUIMARÃES SANTOS

AVALIAÇÃO INTEGRADA DE ÍONS SOLÚVEIS EM MP_{10} E VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS APLICADA À QUALIDADE DO AR

São Cristóvão – SE

Julho de 2026

SILVIA VITÓRIA GUIMARÃES SANTOS

AVALIAÇÃO INTEGRADA DE ÍONS SOLÚVEIS EM MP_{10} E VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS APLICADA À QUALIDADE DO AR

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais, como requisito à obtenção do título de Mestre em Engenharia e Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Silvânio Silvério Lopes da Costa

Coorientador: Prof. Dr. Samir Hipólito dos Santos

São Cristóvão - SE

Julho de 2026

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Representação esquemática de um cromatógrafo de íons

Figura 2 – Localização da área de estudo e do ponto de amostragem de MP_{10} em Aracaju (SE)

Figura 3 – Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados de planejamento fatorial completo 2^3 na extração de íons solúveis presentes nas amostras de MP_{10}

Figura 4 – Gráfico de correlação entre os valores preditos e experimentais para o planejamento fatorial completo 2^3 na extração de íons solúveis presentes no MP_{10}

Figura 5 – Avaliação da sustentabilidade do método analítico por meio do índice AGREE

Figura 6 – Rosa dos ventos do período seco, evidenciando a frequência de ocorrência da direção e das classes de velocidade dos ventos na área de estudo

Figura 7 – Rosa dos ventos do período chuvoso, evidenciando a frequência de ocorrência da direção e das classes de velocidade dos ventos na área de estudo

Figura 8 – Velocidade média mensal dos ventos em Aracaju-SE no ano de 2013

Figura 9 – Distribuição da precipitação no período chuvoso do ano de 2013 em Aracaju-SE

Figura 10 – Distribuição da precipitação no período seco no ano de 2013 em Aracaju-SE

Figura 11 – Variação diária da umidade relativa do ar em Aracaju no ano de 2013

Figura 12 – Variação diária da concentração de MP_{10} (μg/m³) e da precipitação em Aracaju no de 2013

Figura 13 – Biplot da análise de componentes principais (PCA) para PC1 vs PC2 evidenciando agrupamento dos íons solúveis em água presentes no MP_{10}

Figura 14 – Biplot da análise de componentes principais (PCA) para os fatores 3 e 4 mostrando o comportamento dos íons solúveis em água no MP_{10}

Figura 15 – Gráfico de escores da PCA evidenciando a distribuição das amostras de MP_{10} em função dos fatores principais.

Figura 16 – Gráfico de escores da PCA mostrando a distribuição das amostras de MP_{10}

Figura A1– Rosa dos ventos de janeiro de 2013: distribuição da direção e velocidade dos ventos

Figura A2 – Rosa dos ventos de fevereiro de 2013: distribuição da direção e velocidade dos ventos
Figura A3 – Rosa dos ventos de março de 2013: distribuição da direção e velocidade dos ventos
Figura A4 – Rosa dos ventos de abril de 2013: distribuição da direção e velocidade dos ventos
Figura A5 – Rosa dos ventos de maio de 2013: distribuição da direção e velocidade dos ventos
Figura A6 – Rosa dos ventos de junho de 2013: distribuição da direção e velocidade dos ventos
Figura A7 – Rosa dos ventos de julho de 2013: distribuição da direção e velocidade dos ventos
Figura A8 – Rosa dos ventos de agosto de 2013: distribuição da direção e velocidade dos ventos
Figura A9 – Rosa dos ventos de setembro de 2013: distribuição da direção e velocidade dos ventos
Figura A10 – Rosa dos ventos de outubro de 2013: distribuição da direção e velocidade dos ventos
Figura A11 – Rosa dos ventos de novembro de 2013: distribuição da direção e velocidade dos ventos
Figura A12 – Rosa dos ventos de dezembro de 2013: distribuição da direção e velocidade dos ventos

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Padrões de qualidade do ar estabelecidos pela Resolução n° 506 do CONAMA.

Tabela 2 – Publicações sobre a composição química do material particulado atmosférico.

Tabela 3 – Fatores e níveis experimentais estabelecidos para o planejamento fatorial 2^3.

Tabela 4 – Condições experimentais do planejamento fatorial completo 2^3.

Tabela 5 – Matriz experimental e resposta múltipla (RM) do planejamento fatorial completo 2^3 para extração de íons em MP_{10}.

Tabela 6 – Resultados da análise da variância (ANOVA) para o modelo do planejamento fatorial completo 2^3.

Tabela 7 – Avaliação do método analítico utilizando material de referência certificado de partículas urbanas NIST 1648a.

Tabela 8 – Médias mensais das variáveis meteorológicas, calculadas a partir das médias diárias, em Aracaju durante o ano de 2013

Tabela 9 – Concentração dos cátions em amostras de MP_{10} coletadas na cidade de Aracaju-SE.

Tabela 10 – Concentração dos ânions em amostras de MP_{10} coletadas na cidade de Aracaju-SE

Tabela 11 – Fator de enriquecimento (EF) dos íons solúveis no MP_{10}, calculado em relação ao sódio (Na^+) como traçador marinho, utilizando razões iônicas de referência da composição média da água do mar.

Tabela 12 – Matriz de correlação de Pearson entre variáveis meteorológicas, concentração e composição iônica do MP_{10}.

Tabela 13 – Coeficientes de correlação de Spearman entre íons, concentração de MP_{10} e variáveis meteorológicas.

Tabela 14 – Análise de componentes principais da composição iônica do MP_{10}.

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ADEMA – Administração Estadual do Meio Ambiente

AGREE – Analytical Greenness Metric

ANOVA – Análise de variância

ASAS – Alta Subtropical do Atlântico Sul

ATS – Atlântico Tropical Sul

CODISE – Companhia de Desenvolvimento Econômico de Sergipe

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

COV – Compostos Orgânicos Voláteis

DIA – Distrito Industrial de Aracaju

DOE – Delineamentos experimentais

DOVA – Distúrbios Ondulatórios nos Ventos Alísios

EF – Fator de Enriquecimento

GEE – Gases do Efeito Estufa

HCA – Análise de agrupamento hierárquico (do inglês *Hierarchical Cluster Analysis*)

IAC – Índice de Anomalia de Chuva

IC – Cromatografia iônica (do inglês *Ion Chromatography*)

ICP OES – Espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (do inglês *Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry*)

ICP-MS – Espectrometria de massas com plasma indutivamente acoplado (do inglês *Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry*)

I/M – Inspeção e Manutenção de Veículos em Uso

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia

ITA – Análise de tendência Inovadora

NIST – *National Institute of Standard & Technology*

ODS – Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

ONU – Organização das Nações Unidas

PAH – Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos

PC – Pontos centrais

PCA – Análise de componentes principais (do inglês *Principal component analysis*)

PF – Padrão final

PI – Padrão intermediário

MP – Material particulado

MP10 – Material particulado menor que 10 µm

MP2,5 – Material particulado menor que 2,5 µm

PROCONVE – Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores

PTS – Partículas totais em suspensão

RM – Resposta múltipla

RSD – Desvio padrão relativo (do inglês *relative standard deviation*)

SNA – Sulfato, nitrato, amônia

SRM – Material de referência certificado (do inglês *Standard Reference Material*)

VA – Ventos Alísios

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....10

2. OBJETIVOS.....13

2.1. Objetivo geral.....13

2.2. Objetivos específicos.....13

3. REVISÃO DA LITERATURA.....14

3.1. Material particulado atmosférico.....14

3.2. Influências climáticas e dispersão atmosférica.....19

3.3. Métodos analíticos de extração e determinação de componentes iônicos.....20

3.4. Ferramentas quimiométricas para otimização do preparo de amostras e avaliação dos resultados.....26

4. MATERIAL E MÉTODOS.....28

4.1. Área de estudo e amostragem.....28

4.2. Planejamento experimental.....30

4.3. Determinação iônica.....32

4.4. Avaliação da sustentabilidade.....33

4.5. Análise multivariada.....33

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....35

5.1. Otimização das condições experimentais.....35

5.1.1. Avaliação da sustentabilidade do método.....40

5.2. Avaliação da exatidão do planejamento experimental.....42

5.3. Variáveis meteorológicas.....43

5.3.1. Velocidade e direção do vento.....44

5.3.2. Precipitação.....48

5.3.3. Umidade relativa.....51

5.4. Concentração de MP_{10}.....52

5.5. Composição iônica do MP_{10}.....54

5.5.1. Relação entre a concentração de MP_{10}, variáveis meteorológicas e composição iônica.....59

5.5.2. Análise Multivariada.....65

5.5.2.1. Análise de Componentes Principais.....65

6. CONCLUSÃO.....72

7. REFERÊNCIAS.....73
8. APÊNDICE.....83

AGRADECIMENTOS

Gostaria primeiramente de agradecer à minha família, ao meu pai pelo suporte na vida acadêmica, em especial a minha mãe Tereza, que sempre me confortou e me passou segurança para seguir com os meus sonhos, ao meu irmão, Marcos, que sempre está pronto pra me ajudar e fazer os meus dias mais felizes, e ao meu irmão mais velho Junior, por ser a base mais sólida de afeto e amparo que eu tenho desde o momento em que nasci.

A minha melhor amiga, Izabel Cristina, que está presente em todos os momentos e etapas mais importantes da minha vida, que sempre acreditou na minha capacidade mesmo quando eu mesma não tinha confiança que conseguiria chegar até aqui, por ter me incentivado a seguir em frente sempre que pensei em desistir. Também gostaria de agradecer ao meu amigo Cleiton por todo suporte e parceria durante toda essa caminhada.

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Silvânio Silvério Lopes da Costa, e ao meu coorientador Prof. Dr. Samir Hipólito dos Santos pelo suporte, paciência, disponibilidade e aprendizado ao longo da realização desse projeto. Agradeço também ao Laboratório de Tecnologia e Monitoramento Ambiental, por todo suporte e assistência disponibilizados para a realização do meu mestrado.

Enfim, agradeço a todos que contribuíram de alguma forma para realização desse projeto, que me apoiaram e ajudaram até que eu chegasse a este momento.

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

RESUMO

O material particulado inalável (MP_{10}) é um importante indicador da qualidade do ar, principalmente em áreas costeiras, onde os aerossóis marinhos e atividades antropogênicas contribuem para a sua composição. O objetivo deste trabalho foi avaliar a composição de íons solúveis do material particulado inalável (MP_{10}) e sua relação com variáveis meteorológicas na cidade de Aracaju (SE), visando a compreensão dos processos que influenciam a qualidade do ar e na identificação de possíveis fontes de poluição atmosférica. Para garantir a determinação confiável das concentrações, o método de extração foi otimizado através da aplicação de planejamento fatorial completo 2^3 onde foram avaliados os efeitos da massa da amostra, tempo de extração, volume de água e suas interações. Os resultados mostraram que o tempo de extração e massa da amostra tiveram maiores efeitos significativos na extração dos íons. A exatidão do método analítico foi avaliada a partir da análise do material de referência certificado de partículas urbanas (NIST 1648a) obtendo valores de concordância entre 83,6% e 107,0%. A precisão foi apresentada como desvio padrão relativo (RSD%), sendo menor que 10%. O método analítico não apresentou falta de ajuste (ANOVA, $p = 0,275$) e apresentou forte correlação entre os valores experimentais e preditos ($r = 0,97$). O método é considerado verde com escore de 0,81 de sustentabilidade, calculado através do software Analytical Greenness Metric (AGREE). A composição iônica mostrou predominância dos íons Na^+, SO_4^{2-}, Ca^{2+} e NO_3^-, sugerindo influência de aerossóis marinhos, formação de aerossóis secundários e ressuspensão de partículas do solo. As concentrações diárias máxima (53,87 µg/m³) e média anual (6,68 µg/m³) atenderam integralmente aos limites do Padrão Intermediário 2 (PI-2) estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 506/2024. O fator de enriquecimento (EF) indicou aporte marinho para o Mg^{2+} ($EF = 0,023$), origem crustal/construção civil para o Ca^{2+} ($EF = 28,64$) e processos secundários e antrópicos para o SO_4^{2-} ($EF = 4,05$) e K^+ ($EF = 2,14$). O baixo valor de EF para o Cl^- ($EF = 0,13$), aliado à correlação negativa significativa com o NO_3^- ($r = -0,58$), evidenciou o fenômeno de depleção do cloro por substituição iônica na fase particulada. A análise meteorológica mostrou que o período chuvoso favoreceu a remoção de partículas por deposição úmida, enquanto o período seco e a ação dos ventos alísios intensificaram a dispersão e a ressuspensão de poeira do solo. A Análise de Componentes Principais (PCA) explicou 75,8% da variância total acumulada através de quatro fatores, confirmando a contribuição de aerossol marinho, poeira mineral, tráfego veicular e reações secundárias. Os resultados comprovam o caráter misto e multifatorial da poluição atmosférica em Aracaju, fornecendo subsídios científicos e metodológicos essenciais para o suporte à gestão da qualidade do ar.

Palavras-chave: Material particulado; composição iônica; variáveis meteorológicas; planejamento fatorial; química verde.

ABSTRACT

Inhalable particulate matter (PM_{10}) is an important indicator of air quality, particularly in coastal areas, where marine aerosols and anthropogenic activities contribute to its composition. The aim of this study was to evaluate the composition of water-soluble ions in inhalable particulate matter (PM_{10}) and its relationship with meteorological variables in the city of Aracaju, Sergipe, Brazil, in order to understand the processes influencing air quality and identify potential sources of atmospheric pollution. To ensure reliable determination of ion concentrations, the extraction method was optimized using a 2^3 full factorial design, in which the effects of sample mass, extraction time, water volume, and their interactions were evaluated. The results showed that extraction time and sample mass had the most significant effects on ion extraction. The accuracy of the analytical method was evaluated using a certified reference material of urban particulate matter (NIST SRM 1648a), yielding agreement values ranging from 83.6% to 107.0%. Precision was expressed as relative standard deviation (RSD%), with values below 10%. The analytical method showed no lack of fit (ANOVA, $p = 0.275$) and exhibited a strong correlation between experimental and predicted values ($r = 0.97$). The method was considered green, with a sustainability score of 0.81 calculated using the Analytical GREEnness Metric (AGREE) software. The ionic composition was dominated by Na^+, SO_4^{2-}, Ca^{2+}, and NO_3^-, suggesting contributions from marine aerosols, secondary aerosol formation, and soil particle resuspension. The maximum daily concentration (53.87 μg m^{-3}) and annual mean concentration (6.68 μg m^{-3}) fully complied with the Intermediate Standard 2 (IS-2) limits established by CONAMA Resolution No. 506/2024. The enrichment factor (EF) indicated a marine contribution for Mg^{2+} (EF = 0.023), a crustal/construction-related origin for Ca^{2+} (EF = 28.64), and secondary and anthropogenic contributions for SO_4^{2-} (EF = 4.05) and K^+ (EF = 2.14). The low EF value for Cl^- (EF = 0.13), together with its significant negative correlation with NO_3^- ($r = -0.58$), indicated the occurrence of chlorine depletion through ionic substitution in the particulate phase. Meteorological analysis showed that the rainy season favored particle removal through wet deposition, whereas the dry season and the influence of trade winds enhanced atmospheric dispersion and soil dust resuspension. Principal Component Analysis (PCA) explained 75.8% of the total cumulative variance through four components, confirming contributions from marine aerosols, mineral dust, vehicular traffic, and secondary atmospheric reactions. Overall, the results demonstrate the mixed and multifactorial nature of atmospheric pollution in Aracaju, providing essential scientific and methodological support for air quality management.

Keywords: Particulate matter; ionic composition; meteorological variables; factorial design; green chemistry.

1. INTRODUÇÃO

A poluição do ar é um problema de preocupação global devido aos impactos ambientais causados, como acidificação de rios, solos e aquecimento global, e seus riscos à saúde pública, através do desenvolvimento e agravamento de doenças respiratórias, como asma, incidência de câncer de pulmão e mortalidade de crianças e idosos (Corá; Leirião; Miraglia, 2020; Torres et al., 2020). Tal problema vem crescendo de forma exponencial no último século em decorrência de atividades antrópicas, representadas por processos industriais, aumento da frota veicular e a queima tanto de biomassa quanto de combustíveis fósseis (Queiroz et al., 2020).

Dentre os diversos poluentes atmosféricos emitidos, o material particulado inalável (MP_{10}) destaca-se pela sua capacidade de permanecer suspenso na atmosfera por longos períodos, sendo transportados por massas de ar e influenciados por processos químicos e meteorológicos (Seibert et al., 2022). Entretanto, os impactos causados pelo MP_{10} não dependem exclusivamente da sua concentração, mas também da sua composição química. Os íons solúveis em água representam uma fração importante do aerossol e estão relacionados a efeitos prejudiciais à saúde humana, eutrofização e acidificação de ecossistemas. Além disso, em altas concentrações, tais íons são capazes de influenciar nas transformações ambientais, pois ao sofrerem reações químicas podem se tornar persistentes e de difícil dispersão na atmosfera (Chianese et al., 2022).

Diante da gravidade desse panorama, o Brasil consolidou seu arcabouço legal por meio da Lei nº 14.850/2024, que instituiu a Política Nacional de Qualidade do Ar. Esta lei define e categoriza os poluentes atmosféricos, estabelecendo uma distinção entre poluentes primários (emitidos diretamente pelas fontes) e poluentes secundários (formados via reações químicas complexas na atmosfera). Essa diferenciação regulatória justifica a necessidade de analisar marcadores químicos diretos e produtos secundários formados na fase particulada (Brasil, 2024).

No Brasil, embora a legislação atual obrigue, desde 2018, que todos os estados tenham um programa de monitoramento da qualidade do ar, apenas 4 estados (Goiás, Piauí, Rio Grande do Norte e Sergipe) não possuem redes de monitoramento da qualidade do ar (Brasil, 2025). Entretanto, a recente Resolução CONAMA nº 513/2026 reestruturou o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar (PRONAR), alinhando-o às diretrizes da nova legislação federal. Este marco estabelece prazos

para que os estados e o Distrito Federal elaborem seus Inventários de Emissões Atmosféricas (em até três anos da publicação dos guias técnicos) e seus Planos Estaduais de Gestão da Qualidade do Ar (em até dois anos após a publicação dos inventários). O descumprimento destas obrigações condiciona a perda e a restrição ao recebimento de recursos federais destinados ao controle da poluição do ar (Brasil, 2026).

A ausência de monitoramento nos estados é frequentemente justificada pela falta de recursos para obtenção de equipamentos ou a dificuldade de manutenção, dificuldade de recursos humanos e, o ar não ser poluído (não possuir uma grande frota veicular e fontes industriais) (Vormittag *et al.*, 2021). Mesmo nos estados que fazem o monitoramento da qualidade do ar, alguns municípios de médio porte não possuem estações de monitoramento.

Dentre essa escassez de dados sistemáticos, destaca-se o município costeiro de Aracaju (SE), este que apresenta uma atmosfera urbana influenciada tanto pelas emissões veiculares e industriais associadas ao Distrito Industrial de Aracaju (DIA), quanto pela dinâmica natural da brisa marítima e dos ventos alísios. A interação entre aerossol marinho e emissões antrópicas locais resultam em uma composição complexa do MP_{10}. Fatores meteorológicas, como a umidade relativa, a precipitação e a velocidade do vento e direção do vento contribuem para processos de transporte, dispersão, deposição atmosférica e transformação química do MP_{10}.

Para viabilizar avaliações químicas precisas na atmosfera é fundamental a utilização de metodologias analíticas robustas para a extração e posterior determinação desses componentes iônicos. A otimização de métodos analíticos é uma etapa importante, pois garante uma maior precisão, confiabilidade e eficiência na determinação dos analitos. A eficiência do processo depende das variáveis experimentais determinadas, que vão influenciar diretamente na recuperação dos analitos de interesse. Nesse contexto, a utilização de ferramentas quimiométricas como o planejamento experimental, permite avaliar esses fatores e suas interações de forma simultânea, possibilitando a obtenção de condições ótimas de extração (Bezerra et al., 2019).

Diante desse contexto, torna-se fundamental compreender a composição química do MP_{10} e sua dinâmica na atmosfera, especialmente em regiões costeiras, onde há influência simultânea de fontes naturais e antropogênicas, além de seus

impactos ambientais. A avaliação dos íons solúveis em água, associada às variáveis meteorológicas, permite uma melhor compreensão dos processos de formação, transformação e dispersão desses poluentes, contribuindo para a identificação de suas fontes e para o entendimento dos fatores que controlam sua variabilidade temporal.

Nesse sentido, estudos integrados que relacionem a composição química do MP_{10} às condições meteorológicas locais são essenciais para suprir lacunas regulatórias estaduais e orientar futuras tomadas de decisão na gestão da qualidade do ar. Tais diagnósticos científicos não apenas elucidam a dinâmica dos poluentes na atmosfera costeira, como também fornecem subsídios técnicos para que o estado de Sergipe possa estruturar as Regiões de Controle da Qualidade do Ar (RCQA) e formular planos de gestão e inventários locais exigidos pela legislação vigente.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Avaliar a composição de íons solúveis do MP_{10} e sua relação com variáveis meteorológicas na cidade de Aracaju (SE), visando à compreensão dos processos que influenciam a qualidade do ar e na identificação de possíveis fontes de poluição atmosférica.

2.2. Objetivos específicos

- Otimizar um método analítico para a determinação de íons solúveis (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}, Na^{+}, NH_4^{+}, NO_3^{-}, NO_2^{-}, F^{-}, Cl^{-} e SO_4^{2-}) em água, presentes no material particulado MP_{10} utilizando a extração assistida por ultrassom;
- Avaliar o desempenho do método proposto por meio de parâmetros de validação, assegurando a confiabilidade dos resultados obtidos;
- Determinar as concentrações de cátions e ânions solúveis em água nas amostras de MP_{10} por cromatografia iônica;
- Investigar a influência das variáveis meteorológicas, como direção e velocidade do vento, precipitação e umidade relativa, sobre a concentração e composição iônica do MP_{10};
- Aplicar ferramentas estatísticas e quimiométricas na identificação de padrões, associações e possíveis fontes de emissão do material particulado;
- Contribuir para o entendimento da dinâmica do MP_{10} na atmosfera, a partir da integração entre dados químicos e meteorológicos.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1. Material particulado atmosférico

A atmosfera é composta predominantemente pelos gases nitrogênio (N_2) (78%) e oxigênio (O_2) (21%). Os outros componentes presentes são gases como argônio e dióxido de carbono, vapor de água e material particulado atmosférico (Seinfeld; Pandis, 2006). Mesmo estando em menor quantidade, o material particulado pode alterar as propriedades físico-químicas da atmosfera, tais como: afetar a visibilidade, condensar nuvens que apresentam supersaturação de vapor d'água e mobilizar macronutrientes (Hao et al., 2024).

O material particulado atmosférico é uma mistura de matéria orgânica e inorgânica, compostos metálicos, poeira mineral, sólidos e gotículas de líquido (aerossóis) que se mantém suspenso na atmosfera devido ao seu pequeno tamanho (Ormanova et al., 2025). O volume total de material suspenso na atmosfera é nomeado Partículas Totais em Suspensão (PTS), porém existem outras formas de denominar o material particulado (MP) quanto ao seu diâmetro aerodinâmico (Beringui et al., 2021).

O material particulado pode ser classificado em: 1) partículas grossas, com diâmetro aerodinâmico entre 2,5 e 10 µm; 2) partículas com diâmetro menor que 10 µm que compõem o MP_{10}; 3) partículas finas, que apresentam um diâmetro inferior que 2,5 µm e que compõem o $MP_{2,5}$; 4) partículas ultrafinas que possuem um diâmetro de 0,01 – 0,1 µm; e nanopartículas, com um diâmetro menor que 0,01 µm que compõe o $MP_{0,01}$ (Beringui et al., 2021; Brito et al., 2018).

O diâmetro do material particulado está diretamente ligado aos efeitos adversos que pode provocar à saúde, pois o MP com diâmetros menores de 10 µm ao serem inalados podem facilmente adentrar no sistema respiratório e se acumular desde as vias nasais até os pulmões, o que pode acarretar em doenças respiratórias, problemas cardiovasculares e um maior risco de desenvolvimento de câncer de pulmão (Yim et al., 2024).

As partículas atmosféricas podem ser lançadas na atmosfera por meio de fontes de emissões naturais como cinzas vulcânicas, ressuspensão do solo ou antropogênicas como, a queima de biomassa e atividades industriais, o que configura os chamados poluentes primários. Além disso, as partículas também podem se formar

através de reações químicas entre os poluentes primários e os componentes da atmosfera, originando os poluentes secundários (Juda-Rezler et al., 2020).

No Brasil, a resolução n° 506/2024 do Controle Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), apresenta padrões de qualidade restritivos quanto à concentração diária e anual, de material particulado e outros poluentes presentes no ar (Brasil, 2024). Na Tabela 1 estão apresentados os principais poluentes regulados pelo CONAMA e seus respectivos valores de concentração, anual e diária.

Tabela 1 – Padrões de qualidade do ar estabelecidos pela Resolução n° 506 do CONAMA.

Poluente Atmosférico	Período	PI-1	PI-2	PI-3	PI-4	PF	
		µg/m³	µg/m³	µg/m³	µg/m³	µg/m³	ppm
MP_{10}	24 horas	120	100	75	50	45	-
	Anual	40	35	30	20	15	-
$MP_{2,5}$	24 horas	60	50	37	25	15	-
	Anual	20	17	15	10	5	-
SO_2	24 horas	125	50	40	40	40	-
	Anual	40	30	20	20	20	-
NO_2	1 hora	260	240	220	200	200	-
	Anual	60	50	45	40	10	-
O_3	8 horas	140	130	120	100	100	-
Fumaça	24 horas	120	100	75	50	45	-
CO	8 horas	-	-	-	-	-	9
PTS	24 horas	-	-	-	-	240	-
	Anual	-	-	-	-	80	-
Pb	Anual	-	-	-	-	0,5	-

PI = padrão intermediário / PF = padrão final
Fonte: Adaptado (Brasil, 2024).

Na Tabela 1 são apresentados os valores de concentração dos poluentes atmosféricos, divididos em períodos de tempo e de acordo com os padrões de qualidade do ar definidos pelo CONAMA. Esses padrões são classificados em padrões intermediários (PI 1 - PI 4) e padrão final (PF). No Brasil, desde janeiro/2025, está em vigor o Padrão Intermediário 2 (PI-2) que estabelece os seguintes parâmetros: para o MP_{10}, 100 µg/m³ no período de 24h e 35 µg/m³ anual, enquanto para $MP_{2,5}$ os limites são de 50 µg/m³ em média diária (24h) e 17 µg/m³ em média

anual. No entanto, os níveis de poluição frequentemente excedem os valores estabelecidos.

Como forma de mitigar e controlar a emissão de poluentes foram criadas algumas leis, programas e planos nacionais. Entre as leis, está a Lei n° 14.850/2024, que institui o Sistema Nacional de Gestão da Qualidade do Ar, definindo responsabilidades e prazos para a implementação de planos de gestão da qualidade do ar (Brasil, 2024).

Além disso, programas como o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE) (Brasil, 1986), e o Programa de Inspeção e Manutenção de Veículos em Uso (I/M) (Brasil, 1995) têm o objetivo de estabelecer limites máximos de emissão para veículos leves e pesados, e garantir que os veículos atendam aos padrões de emissões estabelecidos.

Enquanto o PROCONVE estimula a produção de novas tecnologias por parte dos fabricantes, assim como exigências tecnológicas nos veículos, o Programa de Inspeção e Manutenção de Veículos em Uso (I/M) identifica as desconformidades presentes nos veículos, falhas na manutenção e alteração no modelo original tendo como referência as especificações originais dos fabricantes (IBAMA, 2011).

Uma condição atmosférica que influencia na concentração de material particulado é o fluxo de deposição. A deposição pode ocorrer de forma seca, na qual, com o tempo, as partículas se depositam diretamente no solo, folhas de plantas; ou de forma úmida, com o auxílio de precipitação, as partículas atmosféricas são arrastadas para a superfície terrestre (Lima et al., 2020).

Esta condição pode ser influenciada por variações temporais de MP, condições meteorológicas e proximidade de espaços verdes (Islam et al., 2024). A meteorologia é considerada um fator determinante na variação das partículas na atmosfera. Parâmetros meteorológicos como temperatura, precipitação (remoção das partículas por deposição úmida), velocidade do vento (transporte), umidade relativa, camada limite atmosférica, radiação solar e sistema de pressão, desempenham um papel crucial na concentração e composição das partículas sólidas (Islam et al., 2023).

Áreas de menor relevo tendem a ter uma pressão atmosférica maior e consequentemente um maior acúmulo de partículas no ar, enquanto locais de maior altitude têm uma pressão menor e, por conseguinte, uma menor aglomeração de partículas (Baumbach; Brusche, 2018).

O material particulado apresenta em sua composição diferentes materiais, entres eles, cátions e ânions. As espécies iônicas solúveis em água constituem uma porção significativa da massa das partículas atmosféricas, além de serem compostos encontrados em áreas rurais e urbanas (Han et al., 2024). Os constituintes iônicos que compõem o material particulado são os íons primários, aqueles emitidos diretamente de suas fontes, sódio (Na^+), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), cloreto (Cl^-), fluoreto (F^-); e os íons secundários, formados a partir de reações químicas na atmosfera, sulfato (SO_4^{2-}), nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+), também conhecidos como SNA (Guo; Kui; Guojie, 2023).

Os íons SNA são os que mais contribuem para eventos de poluição atmosférica, devido a sua capacidade de absorver umidade no aerossol. Essas características contribuem para o desequilíbrio radiativo através da interação com a radiação solar, refletindo a luz solar de volta para o espaço, e deterioração da qualidade do ar (An et al., 2023). Além disso, as espécies iônicas solúveis em água estão relacionadas à eutrofização, têm um papel crítico na acidificação de ecossistemas e redução da visibilidade (Chianese et al., 2022; Zhen et al., 2025).

As espécies iônicas como NO_3^-, NH_4^+ e PO_4^{3-} apresentam envolvimento no processo de eutrofização. Essas espécies podem ser depositadas nos corpos d'água por meio da deposição seca ou úmida. No momento em que estes íons entram em contato com o ambiente aquático, tornam-se biodisponíveis para organismos, como algas e cianobactérias, promovendo o enriquecimento nutricional, que quando excessivo, pode desencadear a eutrofização (Wu et al., 2025).

Além de terem potencial para eutrofização, as espécies iônicas desempenham papel crítico na acidificação de ecossistemas devido a formação de chuva ácida. Os óxidos de enxofre (SOx) e de nitrogênio (NOx) estão presentes na chuva ácida, e são liberados na atmosfera a partir da queima de combustíveis fósseis. Por meio desses óxidos há formação de ácido sulfúrico (H_2SO_4) e ácido nítrico (HNO_3) que estarão presentes na chuva. A formação desses ácidos na atmosfera é explicada pelas reações (1) e (2):

Formação de ácido sulfúrico (1)

$$S + O_2 \rightarrow SO_2$$

$$SO_2 + ½\ O_2 \rightarrow SO_3$$

$$SO_3 + H_2O \rightarrow H_2SO_4$$

Formação de ácido nítrico (2)

$NO_2 + {}^*OH \rightarrow HNO_3$

A presença desses ácidos reduz o pH da chuva e desencadeia efeitos como o aumento da acidez de solos e águas superficiais contribuindo para a lixiviação de nutrientes essenciais (cálcio e magnésio) e promovendo a mobilidade de metais tóxicos, como o alumínio (Fontenele; Pedrotti; Fornaro, 2009).

Constituintes solúveis, como sulfato de amônio ($(NH_4)_2SO_4$) e o nitrato de amônio (NH_4NO_3), possuem alta capacidade de crescimento higroscópico em condições de elevadas umidades. Esse processo resulta no aumento do diâmetro das partículas, o que eleva o coeficiente de extinção ao aumentar o espalhamento e a absorção da luz, degradando a visibilidade atmosférica (Won et al., 2020). As partículas lançadas na atmosfera de forma direta ou as formadas na atmosfera (partículas secundárias) agem como núcleos de condensação de nuvens o que contribui para a redução da visibilidade através da formação de nevoeiros, neblinas ou smog (Lakra; Avishek, 2024).

Reações entre NO_2 e radicais hidroxila •OH, ou entre NO_2 e halogênios contribuem para a formação de nitratos. Já a formação de sulfato pode ocorrer a partir da oxidação em fase aquosa do SO_2 por diversos oxidantes como O_2, peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e NO_2 (Guo et al*.,* 2025). No estudo de Wu et al*.* (2024a) os autores relataram que a reação entre NH_3 gasoso e ácidos é o caminho principal para a formação de amônio encontrados em aerossóis urbanos.

Por serem os principais componentes do material particulado, a análise dos íons solúveis em água pode fornecer informações para a identificação das fontes desse material, uma vez que atuam como marcadores de poluição. Por exemplo, o íon Ca^{2+} é um marcador de ressuspensão de partículas de poeira mineral, o Mg^{2+} pode apresentar contribuição tanto de fontes marinhas quanto terrestres, especialmente em regiões costeiras, enquanto a presença de K^+ é um indicativo de queima de biomassa (Habeebullah et al*.*, 2022; Ormanova et al*.*, 2025). Informações sobre as propriedades físico-químicas e a dinâmica envolvida no transporte atmosférico também podem ser obtidas a partir da análise dos íons (Cheng et al*.*, 2022).

3.2. Influências climáticas e dispersão atmosférica

A poluição do ar de uma área é moldada por fontes e quantidades de emissão, localização geográfica e condições meteorológicas. Entretanto, o gerenciamento da poluição se torna difícil em grandes áreas metropolitanas devido aos fatores microclimáticos locais e às características das coberturas urbanas (Bernardino et al., 2021). Dentre os fatores que influenciam a poluição atmosférica, as condições meteorológicas desempenham um papel importante para o seu agravamento.

As condições meteorológicas impactam significativamente o grau de poluição atmosférica, além de influenciar no transporte, conversão química, difusão e deposição seca e úmida (Huang et al., 2024). Alguns fatores meteorológicos sazonais, como umidade relativa, precipitação e velocidade do vento, influenciam de forma relevante na concentração de partículas, além de exercerem um papel importante na dispersão de poluentes, tendo sua influência variando ao longo das estações, assim como em meio aos períodos diurnos e noturnos (Sabir et al., 2024).

Devido à importância da meteorologia na qualidade do ar, cidades internacionais como Izmir (Turquia) e cidades nacionais como São Paulo, estão realizando o monitoramento da qualidade do ar juntamente com parâmetros atmosféricos (direção e intensidade do fluxo de ar) e meteorológicos. Estes fatores influenciam diretamente a qualidade do ar, pois os movimentos horizontais, verticais e condições ambientais estão intimamente relacionados ao deslocamento dos poluentes atmosféricos (Birim et al., 2023).

O vento é uma variável importante quando se fala em dispersão de poluentes em razão das suas propriedades físicas, velocidade e direção, que irão determinar o padrão de dispersão dessas partículas, podendo aumentar ou diminuir sua concentração. No estudo de Sharma et al. (2022) nos meses de inverno houve uma relação positiva entre o MP_{10} e o vento ($p<0,05$) uma vez que foi relatada a presença de ventos calmos, característicos do inverno, que inibiram a dispersão dos poluentes e aumentaram a sua concentração na atmosfera.

Em regiões costeiras, a direção do vento controla o transporte de aerossóis marinhos para áreas urbanas. Desta forma, os ventos vindos do oceano podem aumentar as concentrações de Na^+, Cl^- e Mg^{2+} no MP_{10}, influenciando na sua composição química.

A umidade é uma variável que atua na aglomeração de partículas. Elevadas umidades também intensificam as reações químicas em fase aquosa que são responsáveis pela formação de íons secundários (SO_4^{2-} e NO_3^-), corroborando para que ocorra um aumento na fração iônica do MP_{10} (Emekwuru; Ejohwomu, 2023).

Em regiões costeiras, a dinâmica da atmosfera é influenciada principalmente pelos ventos alísios, brisa marítima e o sistema meteorológico regional. Esses mecanismos favorecem o transporte de aerossóis marinhos, assim como a mistura das emissões urbanas com os componentes naturais, tornando complexa a composição química do MP_{10}.

3.3. Métodos analíticos de extração e determinação de componentes iônicos

Diversas metodologias podem ser empregadas para a obtenção dos analitos de interesse, entre elas destacam-se a extração assistida por ultrassom, agitador vórtice e extração assistida por radiação microondas.

Os agitadores são equipamentos cuja função é realizar uma agitação de líquidos ou soluções por longos períodos de tempo. Os agitadores do tipo vórtice, também chamados de agitadores de tubo, cria um redemoinho dentro do recipiente onde a solução é misturada, e a agitação constante permite a quebra da matriz do analito e a extração dos componentes solúveis de interesse.

O método de extração assistida por microondas se destaca pela sua capacidade de monitorar a temperatura e pressão, de forma simultânea, durante o processo de extração. Esse método permite a utilização de diferentes reagentes desde que seja considerada a matriz do analito a ser decomposta. O método tem a capacidade de aquecer rapidamente a mistura de amostra-solvente de forma a promover uma aceleração na extração dos componentes solúveis (Sathrugnan; Balasubramanian, 2005).

A extração de íons também pode ser feita através do método de extração assistida por ultrassom, que consiste na sonicação da amostra em meio aquoso através de ondas mecânicas de baixa frequência que se propagam e causam o efeito da cavitação acústica. Tal efeito é um processo de nucleação, crescimento e colapso de microbolhas que gera áreas específicas de alta pressão e temperatura (Krug, 2019).

A energia ultrassônica gerada no processo da cavitação causa uma perturbação no meio, através do colapso das microbolhas, que favorece a difusão do solvente na matriz sólida e intensifica a transferência de massa dos analitos para o extrator, facilitando o processo de extração e recuperação do analito (Pérez; Alberto, 2023). A técnica de extração por ultrassom é considerada uma técnica simples e eficiente para extração de elementos químicos em alimentos, células vegetais, materiais sólidos, podendo ocorrer a dissolução deste último, bem como a mineração em casos de componentes orgânicos (Moraes et al., 2009).

O método de extração assistida por ultrassom é um processo rápido e pode operar em temperatura ambiente, além de não precisar fazer uso de altas temperaturas e pressões. As quantidades reduzidas tanto de massa da amostra quanto de volume de reagente utilizado possibilitam que a técnica contribua para a concepção de “química verde” (Medeiros et al., 2020).

Devido ao seu caráter alinhado aos princípios da química verde, a técnica de ultrassom contribui diretamente para o alcance dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) estabelecidos pela Organização das Nações Unidas (ONU). Em especial com o ODS 3 - Saúde e Bem-Estar, colaborando com a meta sobre redução de mortes por causas evitáveis, com o foco na diminuição das mortes e doenças causadas por produtos químicos perigosos. Além disso, esta técnica também está alinhada com a ODS 11 - Cidades e Comunidades Sustentáveis, nas finalidades sobre a gestão de resíduos e recursos, e na redução do impacto ambiental (Nações Unidas, 2025).

Dentre as principais vantagens do método de extração assistida por ultrassom estão o baixo custo operacional, menor consumo energético e maior flexibilidade quando comparada a outras técnicas. O seu uso de forma isolada ou combinado com outros métodos, pode resultar em processos de extração mais eficientes (Ranjha et al., 2021).

Outros trabalhos também trazem outras maneiras de extração de analitos do material particulado como no estudo de Mertoglu, Amantha e Rangel (2022) onde eles investigaram as variações diurnas e sazonais de íons solúveis em água de partículas finas na cidade de Beyiktay, Istambul, tendo os íons inorgânicos solúveis em água (SO_4^{2-}, NH_4^+, NO_3^-, PO_4^{2-} e NO_2^-) extraídos por ultrassom, seguido por centrifugação e determinação por cromatografia iônica. Os autores perceberam que a ordem

decrescente de concentração dos íons SO_4^{2-} > NH_4^+ > NO_3^- > PO_4^{2-} > NO_2^- não se alterou durante diferentes estações do ano. Nos resultados apresentados, apenas o fosfato não teve forte variação sazonal, enquanto os outros íons tiveram altas concentrações no inverno e baixas no verão. A alta concentração do sulfato foi atribuída à combustão de combustíveis fósseis, além da redução de temperaturas, a menor deposição atmosférica e a menor taxa de conversão de gás em partículas nos meses de inverno contribuíram para o acúmulo deste poluente na atmosfera e sua alta concentração. Na primavera e no outono, com o aumento da umidade e da temperatura, o sulfato também apresentou altas concentrações, sendo explicado pelo aumento das taxas de conversão de dióxido de enxofre.

Em outro estudo realizado por Maia et al. (2022) para amostras de MP_{10} coletadas no Distrito Federal, Centro do Brasil, foi feito a caracterização através da quantificação de íons solúveis em água (Na^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}, Cl^-, NO^{3-}, SO_4^{2-}), elementos (Al, Ba, Cu, P, Zn), carbono total e isótopo ^{13}C. A partir dos resultados os autores notaram que os valores de concentração do MP_{10} (63,90 a 124,04 µg m^{-3}) excedeu o valor máximo diário de 50 µg m^{-3} durante o período seco, apresentando os íons Ca^{2+}, SO_4^{2-} e Na^+ como principais. Segundo os autores, atividades da indústria de cimento e queima de biomassa identificadas na estação seca poderiam explicar 34% do MP_{10}, além de Ca^{2+} e K^+ estarem fortemente (>0,65) e moderadamente (~0,50) associados à concentração de massa de MP_{10}. A forte associação entre Ba e Na^+ sugeriu que a ressuspensão do solo é um processo-chave para a compreensão da composição do MP_{10}. Para finalizar, os autores concluem que os diferentes processos atmosféricos no Distrito Federal podem ser diferenciados nas estações seca e chuvosa.

No estudo de Quijanoa et al. (2019) amostras de $MP_{2,5}$ coletadas em locais urbanos, rurais e industriais, no Rio de Janeiro, Brasil, foram realizadas análises da composição química para determinação de íons por IC (Na^+, NH_4^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}, Cl^-, NO_3^-, SO_4^{2-} e $C_2O_4^{2-}$) e elementos por ICP-MS (Al, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mo, Na, Ni, Pb, Sb, Sn, Ti, V e Zn). Observando os resultados notou-se que, os íons NO_3^- e SO_4^{2-} foram predominantes em todos os locais de amostragem, onde o sulfato representou de 9 a 45% e o NO_3^- cerca de 3 a 34% da concentração total de MP. Segundo os autores, as partículas de aerossol viajam longas distâncias e observando as trajetórias das massas de ar dos locais de amostragem, as concentrações de MP

foram influenciadas principalmente pelas massas de ar do Oceano Atlântico, e em menor quantidade, pelo homem e atividades industriais.

A análise da composição do material particulado se mostra relevante para a compreensão da qualidade do ar e como mostra a Tabela 2, vários estudos vêm sendo desenvolvidos mostrando a importância de identificar e avaliar as concentrações dos constituintes presentes nesse tipo de amostra.

Tabela 2 – Publicações sobre a composição química do material particulado atmosférico.

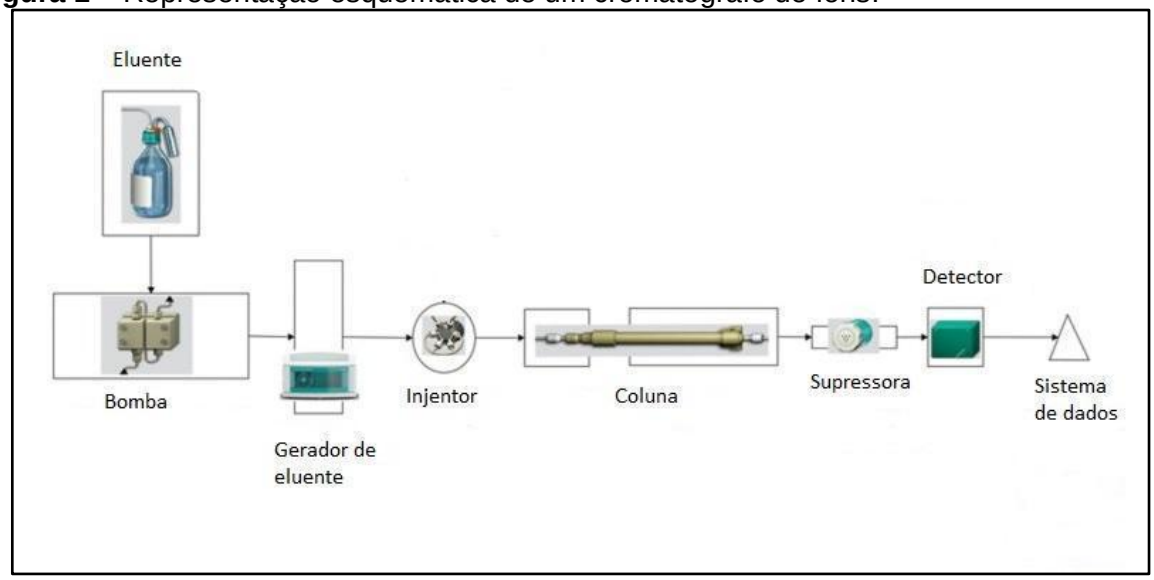
Referência	Tipo de material	Técnica	Método de extração	Analitos
Godoy et al., 2009	MP_{10} $MP_{2,5}$	IC	10 mL de H_2O ultrapura foram adicionados à fração de ¼ do filtro e extraídos ultrassonicamente por 30 min e centrifugados.	NH_4^+, K^+, Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, NO_3^-, SO_4^{2-} e Cl^-
Soluri et al., 2007	MP_{10} $MP_{2,5}$	IC	10 mL de H_2O ultrapura foram adicionados à fração de ¼ do filtro e extraídos ultrassonicamente por 30 min e centrifugados.	NH_4^+, K^+, Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, NO_3^-, SO_4^{2-} e Cl^-
Mateus et al., 2013	PTS $MP_{2,5}$	IC	10,0 mL de H_2O ultrapura foram adicionados a uma fração do filtro, sonicado por 10 min e filtrado em membrana de acetato de celulose de 0,45 µm.	NO_3^-, SO_4^{2-} e Cl^-
Gioda et al., 2011	MP_{10}	IC	1/6 do filtro foi cortado e colocado em 10,0 mL de H_2O ultrapura e extraído ultrassonicamente por 10 min	K^+, Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, NO_3^-, SO_4^{2-} e Cl^-
Silva et al., 2020	MP	IC	Adicionaram-se 1 mL de H2O ultrapura e isopropanol a 2% as frações do filtro em tubos falcon, seguido de agitação mecânica por 10 min em um agitador do tipo Vortex a 3800 RPM. Por último os extratos foram filtrados com filtros para seringa de poro 0,22 µm.	$C_3H_5O_3^-$, CH_3COO^-, $C_3H_5O_2^-$, HCO_2^-, $C_4H_7O_2^-$, CH_3SO^{3-}, $C_3H_4O_3$, $C_2H_2ClO^{2-}$, $C_2F_3O^{2-}$, $C_4H_4O_4^{2-}$, $C2O_4^{2-}$, $C_6H_5O_7^{3-}$, F^-, BrO_3^-, Cl^-, NO_2^-, Br^-, NO_3^-, SO_3^{2-}, SO_4^{2-}, WO_4^{2-}, MoO_4^{2-}, PO_4^{3-}, CrO_4^{2-}, Li^+, NH_4^+, Na^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+} e Sr^{2+}

IC – Cromatografia iônica
Fonte: Autoria própria, 2026

Uma forma de detecção desses íons é por meio da cromatografia, técnica capaz de separar, identificar e quantificar elementos químicos; e que tem como base a separação dos componentes mediante duas fases: móvel e estacionária (Michalski; Konczyk, 2024). A separação dos elementos ocorre a partir da interação específica dos componentes presentes na amostra com ambas as fases.

Existem diferentes tipos de cromatografia, entre elas se encontra a cromatografia de íons ou de troca iônica. Esta técnica analítica pode ser descrita como a separação de íons a partir da diferença de afinidade eletrostática durante a interação da solução da amostra com a fase estacionária e a fase móvel. As resinas sintéticas trocadoras de íons utilizadas no processo são polímeros de elevado peso molecular que apresentam numerosos grupos funcionais em sua estrutura, na qual as resinas catiônicas possuem grupos de caráter ácido, enquanto as resinas aniônicas contêm grupos funcionais de natureza básica (Skoog, 2002). Na Figura 1 encontra-se uma representação esquemática do sistema de um cromatógrafo de íons.

Figura 1 – Representação esquemática de um cromatógrafo de íons.



Fonte: Adaptado (Suss, 2024)

A detecção dos íons pode ser realizada por detectores seletivos ou não seletivos, sendo a detecção por condutividade a mais difundida. Esta se baseia no princípio da não seletividade e abrange tanto a detecção direta quanto a indireta (Collins et al., 2006). A cromatografia iônica (IC) é uma técnica analítica com alto grau de sensibilidade, que permite uma análise quantitativa rápida, seletiva e direta de íons individuais. Isso ocorre por meio da interação dos íons com uma resina trocadora de

íons, a qual influencia o tempo de retenção e possibilita a separação e quantificação de cada íon de forma individual. A IC tem ampla aplicação em diversos setores, como meio ambiente, agricultura, processos industriais e indústria alimentícia (Kozaki et al., 2022).

3.4. Ferramentas quimiométricas para otimização do preparo de amostras e avaliação dos resultados

O preparo de amostras e o desenvolvimento de métodos analíticos são etapas cruciais para estudos científicos. A otimização dessas etapas analíticas tem como principal objetivo um aprimoramento no desempenho de um sistema, processo ou produto, para obtenção do máximo possível dos seus resultados. As técnicas de planejamento de experimentos de dois ou três níveis, conhecidas como planejamento completo e/ou fracionário, são ferramentas estatísticas utilizadas para otimização e validação de métodos (Ferreira, 2015; Bezerra et al., 2019).

Os delineamentos experimentais (DOE) analisam o processo a partir das variáveis dependentes (respostas) e independentes (fatores ou parâmetros em níveis diferentes) (Mendes et al., 2024; Rosier; Guiard; Gotti, 2025). As principais funções exercidas pelos DOE são a triagem dos fatores e a otimização de um sistema. A triagem se dá na fase inicial do processo, onde os parâmetros mais significativos são examinados com um número de experimentos e um intervalo de valores é determinado para investigação dos melhores resultados (Mendes et al., 2024).

A otimização do método pode ser realizada a partir dos fatores significativos obtidos após um processo de triagem ou de parâmetros encontrados na literatura que foram pré-estabelecidos por outros estudos (Mendes et al., 2024). O processo da otimização permite a avaliar de forma simultânea o efeito de múltiplas variáveis e de suas interações sobre o sistema, permitindo identificar seus impactos nas respostas obtidas (Bezerra et al., 2019).

A quantidade de respostas obtidas em um processo de otimização e suas interpretações podem se tornar muito complexas e gerar muito trabalho, por esse motivo, a função de resposta múltipla (RM) pode ser aplicada, a qual irá gerar uma resposta global a partir das respostas individuais de cada elemento analisado, a partir do somatório das respostas normalizadas de cada um dos elementos (Bezerra et al., 2019), utilizando a equação 1 (Eq. 1):

$$RM = \frac{R_{x1}}{R_{máx1}} + \frac{R_{x2}}{R_{máx2}} + \cdots + \frac{R_{xn}}{R_{máxn}} \quad \text{(Eq.1)}$$

onde R_{x1} é a resposta de um elemento no experimento e $R_{máx1}$ é a resposta máxima do elemento no experimento.

No estudo de Bahia et al. (2023) para otimização da etapa de extração dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs) emergentes de nitrogênio presentes em amostras $MP_{2,5}$ coletadas em cinco locais no estado da Bahia, os autores utilizaram um planejamento fatorial completo de dois níveis (2^3). Caracterizaram três fatores (tempo de extração, tamanho da amostra e volume de solvente), assim como seus respectivos domínios experimentais, tendo seus resultados expostos em forma de resposta múltipla e observando que apenas o volume de solvente foi significativo para o processo de extração.

Ferreira et al. (2021) utilizaram um planejamento fatorial completo 2^3, com objetivo de otimizar um método de extração de PAHs em amostras de material particulado (MP_{10}) coletadas no ar interno e externo no campus da UENF, localizado em Campos dos Goytacazes, RJ. A análise dos resultados foi dada por meio de uma função de múltiplas respostas, não sendo observado significância para as variáveis estudadas - tempo, potência da sonda ultrassônica e volume de reagente.

Após a aplicação do planejamento é necessária a utilização de técnicas estatísticas que extraiam o maior volume de informações a partir dos dados obtidos. A análise multivariada de dados é muito utilizada para encontrar similaridade ou relações entre amostras e variáveis. A análise de componentes principais (PCA) é uma das técnicas analíticas multivariadas mais utilizadas para identificação das fontes de aerossóis e seus componentes (Kaushal et al., 2021).

O princípio aplicado na PCA é reduzir de forma dimensional os conjuntos de dados em conjuntos menores de componentes independentes (Kaushal et al., 2021). Além de reduzir de forma significativa os conjuntos de variáveis, a PCA também identifica padrões de similaridade entre as variáveis de diversos fatores e agrupa em um formato padronizado e sem dimensões, de maneira que a variância e a lógica do conjunto original não sejam perdidas (Agarwal et al., 2020; Bamotra et al., 2022).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

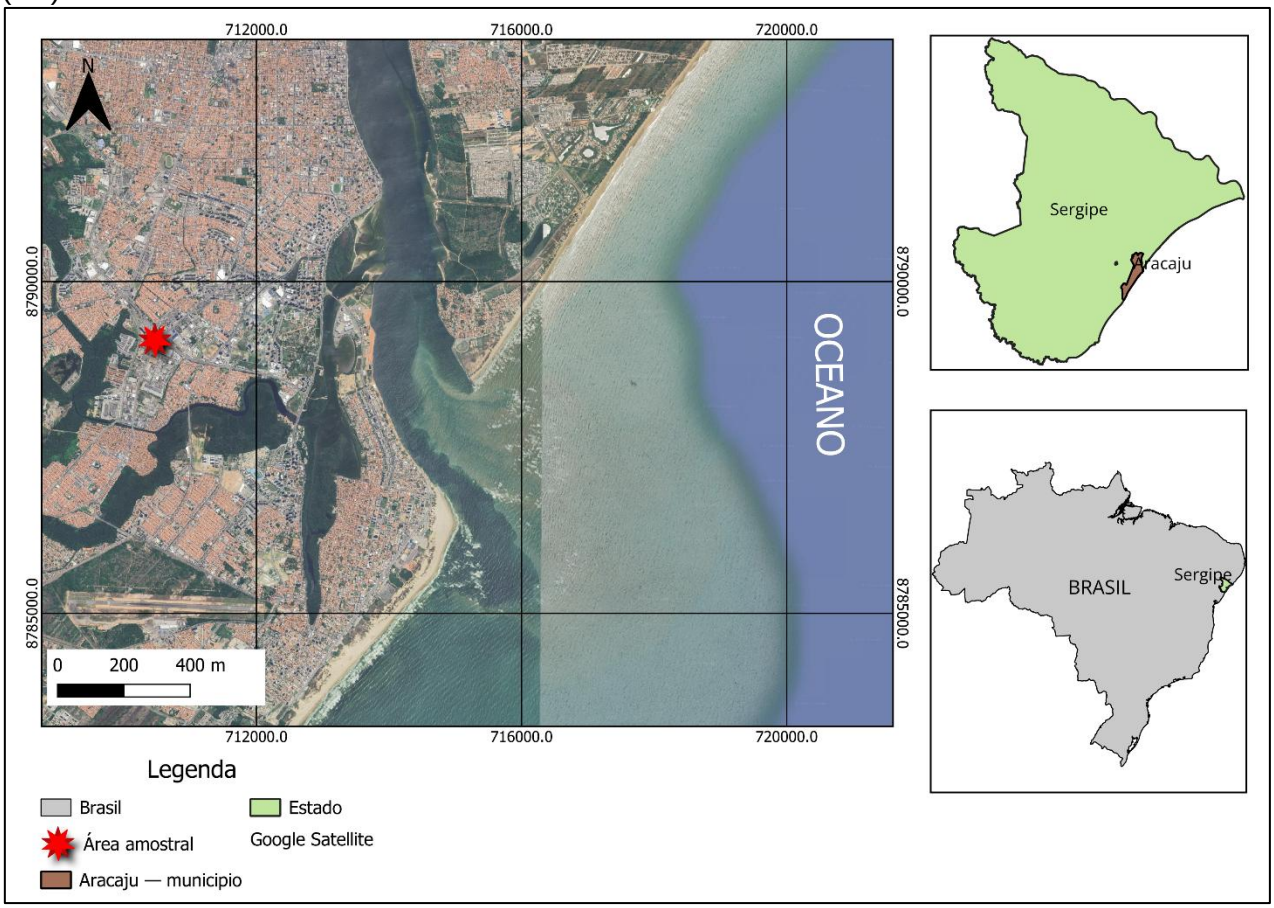
4.1. Área de estudo e amostragem

O município de Aracaju, Sergipe, foi fundado em 17 de março de 1855 e ocupa uma área de 181.857 Km^2 com uma população de aproximadamente 628.849 habitantes (IBGE, 2025). A amostragem do material particulado atmosférico foi realizada em área urbana próxima a um terminal de transporte urbano, no Distrito Industrial (DIA).

O Distrito Industrial de Aracaju surgiu na década de 1970 impulsionado por investimentos do governo estadual em infraestrutura e na melhoria do sistema viário, contribuindo para o aumento no número de indústrias e na ocupação da área (Feitosa, 2013). Com o decorrer dos anos, a região passou a mostrar um tráfego intenso de veículos leves, pesados e de motocicletas, além de contar com a consolidação de empresas no entorno. Simultaneamente, ocorreu um aumento significativo no número de ocupações residenciais tanto de forma clandestina quanto pela construção de condomínios. Além disso, a intensificação do uso e ocupação do solo ocasionou impactos socioambientais devido à remoção da vegetação natural, afetando assim a retenção da água da chuva, a regulação térmica e a preservação da biodiversidade.

O ponto de amostragem que foi utilizado encontra-se em uma estação de monitoramento de qualidade do ar disposto pela Administração Estadual do Meio Ambiente (ADEMA) do Estado de Sergipe, próximo ao terminal de ônibus DIA, com coordenadas 7104659E 8789116N (UTM), como mostrado na Figura 2.

Figura 2 – Localização da área de estudo e do ponto de amostragem de MP_{10} em Aracaju (SE).



Fonte: Autoria própria (2026)

No mapa ilustrado na Figura 2, é possível observar o ponto de amostragem do material particulado sinalizado por um ponto vermelho, localizado em uma área urbana, também podendo ser observado o oceano próximo à área de amostragem. Os processos de amostragem seguiram as condições descritas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT – NBR 9547) (Brasil, 1997) e pelo Guia Técnico para o monitoramento e avaliação da qualidade do ar (Brasil, 2020). O material foi depositado em filtros de fibra de vidro (E55, 20,32 x 25,40 cm, Energética, Rio de Janeiro) e coletado na forma de partículas inaláveis (MP_{10}) utilizando amostradores de grande volume com separador inercial acoplado (Energética, Rio de Janeiro, Brasil).

As amostragens foram realizadas entre janeiro e dezembro do ano de 2013, englobando o período chuvoso (março a agosto) e o período seco (setembro a fevereiro), sendo coletadas 30 amostras de MP_{10} ao longo do referido ano.

O ano de 2013 foi o ano que sucedeu a tomada de medidas por parte do governo estadual a respeito da descaracterização do Distrito Industrial, ocasionada por diversas invasões irregulares em uma área que estava originalmente destinada à instalação de indústrias e comércios. Como forma de conter esse avanço, o governo, por meio da Companhia de Desenvolvimento Econômico de Sergipe (CODISE), propôs que as indústrias fossem realocadas para outros municípios, de maneira que o governo concentrasse seus esforços na conservação e urbanização da região afetada (Governo do Estado de Sergipe, 2011). Considerando-se o intervalo de tempo decorrido desde então, os resultados apresentados podem não refletir com precisão a realidade ambiental da área atualmente. Ainda assim, os resultados obtidos (2013) vão oferecer uma perspectiva sobre quais foram as fontes de poluição no período após a saída de algumas indústrias do local.

Previamente à amostragem, os filtros de fibra de vidro foram colocados em dessecador por 24h e em seguida pesados. O intervalo de duração da amostragem foi de 24h, com controle de vazão e com volume de ar médio de 1.440 m^3. Após o fim da amostragem, o filtro foi mantido novamente no dessecador por um período de 24h, e depois pesado para aferir a massa final.

A concentração de MP_{10} no ar foi determinada por análise gravimétrica, utilizando uma balança analítica (modelo AY220, SHIMADZU, Brasil), com sensibilidade de 0,1 mg.

Para realização da análise química do material, os filtros inicialmente foram divididos em dez partes, das quais três, aleatoriamente, foram levadas para diminuição do tamanho de partícula (63 µm) e homogeneizadas por moagem, com o uso do moinho de esferas (Retsch, Dusseldorf, Germany), e em seguida as amostras homogeneizadas foram então armazenadas em frascos de polietileno.

Antecedendo o processo analítico do material, foi realizado primeiramente um planejamento experimental, de forma que o processo de extração dos íons fosse aproveitado ao máximo.

4.2. Planejamento experimental

O processo de otimização da extração dos constituintes iônicos presentes nas amostras de material particulado, utilizando banho de ultrassom, foi otimizado a partir de um planejamento fatorial completo 2^3 com três pontos centrais (PC).

Primeiramente, foram escolhidas aleatoriamente 20 amostras de material particulado, em seguida, essas amostras foram homogeneizadas utilizando pistilo e almofariz do tipo ágata e transferidas para recipientes de plástico devidamente identificado.

A amostra composta foi utilizada em todo o processo de otimização, uma vez que esta mistura apresenta características semelhantes às das amostras individuais utilizadas neste trabalho. A avaliação do planejamento foi realizada com o conceito de função da RM. Como variáveis independentes, foram escolhidos o tempo de extração, o volume de reagente (água) e a massa. Foram feitos três pontos centrais para aferição do erro experimental e avaliação da curvatura.

A definição dos valores experimentais do planejamento fatorial teve como base artigos que utilizaram a extração por ultrassom para a determinação de componentes iônicos. Considerando a variedade nos parâmetros experimentais encontrados na literatura, os valores escolhidos no planejamento tiveram o intuito de abranger a faixa de valores mais frequentemente utilizados (Ochsenkühn et al, 2008; Eleftheriadis et al, 2014; Karthikeyan e Balasubramanian, 2006). Os fatores e domínios experimentais escolhidos se encontram na Tabela 3.

Tabela 3 – Fatores e níveis experimentais discutidos para o planejamento fatorial 2^3.

Variáveis	**Valor mínimo (-)**	**Ponto central (0)**	**Valor máximo (+)**
Tempo (min)	30	45	60
Volume (mL)	15	30	45
Massa (g)	0,10	0,20	0,30

Fonte: Autoria própria, 2026.

Após estabelecidos os valores máximos e mínimos do processo, foi montada a tabela de experimentos de acordo com a distribuição do planejamento fatorial completo, como mostrado na Tabela 4.

Tabela 4 – Condições experimentais do planejamento fatorial completo 2^3.

Experimentos	Tempo (min)	Volume (mL)	Massa (g)
1	-1 (30)	-1 (15)	-1 (0,10)
2	+1 (60)	-1 (15)	-1 (0,10)
3	-1 (30)	+1 (45)	-1 (0,10)
4	+1 (60)	+1 (45)	-1 (0,10)
5	-1 (30)	-1 (15)	+1 (0,30)
6	+1 (60)	-1 (15)	+1 (0,30)
7	-1 (30)	+1 (45)	+1 (0,30)
8	+1 (60)	+1 (45)	+1 (0,30)
9 (PC)	0 (45)	0 (30)	0 (0,20)
10 (PC)	0 (45)	0 (30)	0 (0,20)
11 (PC)	0 (45)	0 (30)	0 (0,20)

Fonte: Autoria própria, 2026.

A extração dos componentes iônicos foi realizada em tubos do tipo Falcon utilizando banho ultrassônico obedecendo às condições pré-estabelecidas no planejamento experimental (Tabela 4).

Após a extração, os tubos foram retirados do banho e avolumados para 45 mL com água ultrapura. Logo após os extratos foram filtrados com filtro de membrana de 0,45 µm PTFE e armazenados em recipientes de plásticos de polietileno devidamente limpos e identificados. Em seguida, os extratos foram mantidos em um freezer a uma temperatura de 4°C até a realização da análise no dia seguinte.

4.3. Determinação iônica

A composição iônica do material particulado foi determinada por meio da cromatografia de íons, utilizando um cromatógrafo Dionex ICS-3000 com detector por condutividade elétrica. Para a análise dos ânions, foi utilizado hidróxido de potássio (KOH) a 1,0 mol/L como eluente, com programação de concentração variando de 11,0 a 45,0 nM. Para a determinação dos cátions foi utilizado o ácido metanossulfônico (CH_3SO_3H) a 1,0 mol/L como eluente, em condição isocrática, com concentração de 12,5 nM. Os ânions foram separados em coluna de troca aniônica IonPac AS19, com dimensões 250 x 2,0 mm, e corrente de detecção de 39 nA, enquanto os cátions foram separados em coluna de troca catiônica IonPac CS12A, com dimensões 250 x 2,0 mm e corrente de detecção de 21 nA.

Primeiramente, foram filtrados 20 mL da suspensão contendo o material particulado utilizando filtro de seringa com porosidade de 0,45 µm para a remoção de

partículas que pudessem interferir na análise cromatográfica. Em seguida, foram transferidos 125 µL da amostra filtrada para vials e inseridos no amostrador automático do equipamento. As análises foram realizadas com tempo de corrida de 32 minutos por amostra e fluxo de eluente de 0,350 mL min^{-1}, sendo todas as determinações realizadas em triplicata.

A identificação e quantificação dos íons foram realizadas a partir dos cromatogramas obtidos. Para cada analito, os picos cromatográficos foram identificados com base no tempo de retenção e quantificados a partir da área do pico, utilizando a respectiva curva analítica de calibração. As curvas de calibração foram preparadas utilizando padrões de referência certificados, com rastreabilidade metrológica, contemplando os seguintes analitos: fluoreto (F^-), cloreto (Cl^-), brometo (Br^-), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), sulfato (SO_4^{2-}), fosfato (PO_4^{3-}), lítio (Li^+), sódio (Na^+), amônio (NH_4^+), potássio (K^+), magnésio (Mg^{2+}) e cálcio (Ca^{2+}).

4.4. Avaliação da sustentabilidade

A sustentabilidade do método foi avaliada utilizando o *software* Analitycal Greenness Metric (AGREE), que funciona como uma calculadora digital. Esse *software* utiliza os 12 princípios da química analítica verde como base para geração de um pictograma de sustentabilidade divido em 12 sessões, que variam de 0 a 1 com uma escala de cor que varia de vermelho a verde, sendo 1 de cor verde, correspondente a métodos mais sustentáveis. Para que um método seja considerado sustentável, é preciso que o mesmo obtenha um escore global < 0,5 no AGREE (Pena-Pereira et al., 2020).

4.5. Análise multivariada

Para a análise multivariada foi construída uma matriz de dados contendo as concentrações dos íons, expressas em µg m^{-3}, para cada uma das 30 amostras analisadas. Essa matriz foi processada no *software* Statistica onde foi aplicada a Análise de Componentes Principais (PCA).

Primeiramente, foram analisados os gráficos de cargas fatoriais (*loadings*) para avaliar a contribuição de cada íon e identificar possíveis agrupamentos. A análise foi realizada para as três componentes principais. Em seguida, foram avaliados os

gráficos de escores, para investigar a distribuição das amostras e possíveis agrupamentos e similaridades.

Para validar a aplicação da PCA, a matriz de dados foi submetida à análise no *software* Jamovi. Foram analisados o teste de efericidade de Barlett e o índice Kaiser-Meyer-Olkin (KMO), verificando a existência de correlações entre as variáveis. Essa etapa também confirmou o número de componentes principais relevantes para a interpretação dos dados.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Otimização das condições experimentais

A Tabela 5 mostra a matriz do planejamento fatorial completo 2^3, referente aos experimentos de extração dos constituintes iônicos em amostras de material particulado, mostrando valores reais, valores codificados, valores encontrados em $mg.kg^{-1}$ e a RM. Foram utilizados três PC para a estimativa do erro experimental.

A partir dos resultados das concentrações dos íons por CI, foi realizada a normalização das respostas de cada íon, seguido pelo somatório dos valores individuais para cada experimento feito, tendo como resultado a RM, como mostrado na equação (Eq. 2):

$$RM = \frac{conc._{NO3^-}}{conc.máx._{NO3^-}} + \frac{conc._{Cl^-}}{conc.máx._{Cl^-}} + \frac{conc._{SO4^{2-}}}{conc.máx._{SO4^{2-}}} + \frac{conc._{Ca^{2+}}}{conc.máx._{Ca^{2+}}} + \frac{conc._{Mg^{2+}}}{conc.máx._{Mg^{2+}}} + \frac{conc._{K^+}}{conc.máx._{K^+}} + \frac{conc._{Na^+}}{conc.máx_{Na^+}}$$

(Eq. 2)

Cabe ressaltar que, embora o método cromatográfico tenha sido estabelecido para a quantificação de dez espécies iônicas (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, Na^+, NH_4^+, NO_3^-, NO_2^-, F^-, Cl^- e SO_4^{2-}), a condução da função RM considerou sete íons (NO_3^-, Cl^-, SO_4^{2-}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+ e Na^+). As espécies NO_2^-, F^- e NH_4^+ não foram incluídas no cálculo da RM devido às suas baixas concentrações relativas e à ocorrência de valores próximos ou abaixo do limite de detecção na amostra composta utilizada no planejamento experimental. A exclusão dessas espécies secundárias traço evitou a introdução de ruídos analíticos na etapa de normalização ($R_x/R_{máx}$), assegurando que a otimização dos fatores experimentais fosse guiada pelos constituintes que representam a maior fração de massa e os principais mascadores de fontes do MP_{10}.

Tabela 5 – Matriz experimental e resposta múltipla (RM) do planejamento fatorial completo 2^3 para extração de íons em MP_{10}.

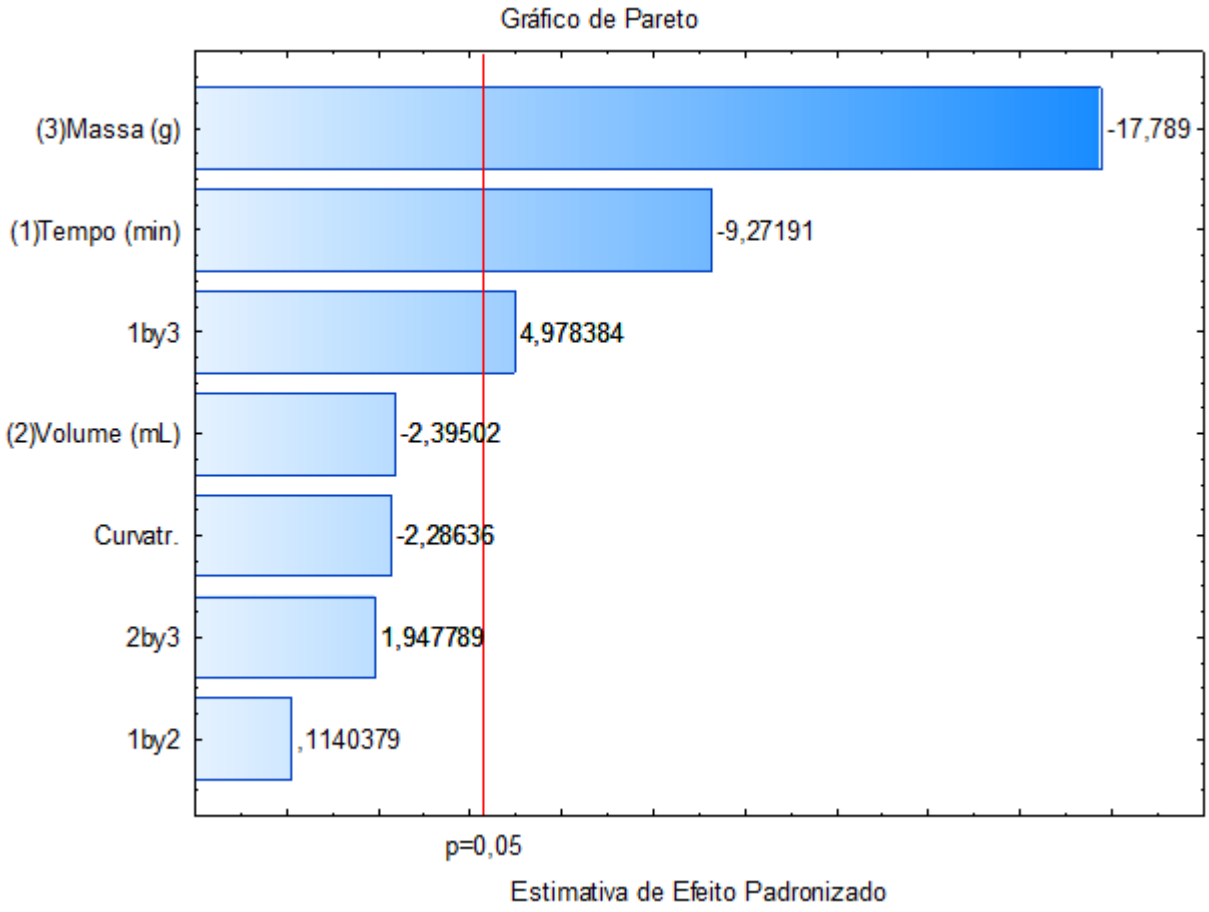
Experimentos	Tempo (min)	Volume (mL)	Massa (g)	NO_3^- mg kg^{-1}	Cl^- mg kg^{-1}	SO_4^{2-} mg kg^{-1}	Ca^{2+} mg kg^{-1}	Mg^{2+} mg kg^{-1}	K^+ mg kg^{-1}	Na^+ mg kg^{-1}	RM
1	-1 (30)	-1 (15)	-1 (0,1)	4092,2	1292,8	9413,8	4212,7	748,0	925,3	54389,7	6,1
2	+1 (60)	-1 (15)	-1 (0,1)	7779,8	428,9	3175,4	5693,2	170,4	403,4	18762,9	3,6
3	-1 (30)	+1 (45)	-1 (0,1)	6704,0	1532,0	9291,2	3786,2	223,8	597,8	48880,0	5,3
4	+1 (60)	+1 (45)	-1 (0,1)	3707,0	478,2	3234,8	4204,8	212,8	342,7	18179,9	2,8
5	-1 (30)	-1 (15)	+1 (0,3)	1597,5	450,3	3104,9	1749,9	64,0	259,6	17094,8	1,8
6	+1 (60)	-1 (15)	+1 (0,3)	1401,2	160,1	1115,2	1441,6	73,9	131,1	6669,5	1,0
7	-1 (30)	+1 (45)	+1 (0,3)	2018,2	399,7	3038,1	1370,1	73,9	197,4	16092,5	1,6
8	+1 (60)	+1 (45)	+1 (0,3)	1370,6	144,9	1081,0	1615,9	66,9	108,8	6081,1	0,9
9 (PC)	0 (45)	0 (30)	0 (0,2)	2023,6	1384,1	3182,4	2664,5	127,7	329,7	18481,9	2,8
10 (PC)	0 (45)	0 (30)	0 (0,2)	2411,2	812,8	3148,3	2516,5	104,0	296,9	18143,7	2,4
11 (PC)	0 (45)	0 (30)	0 (0,2)	2201,2	856,9	3133,2	2602,4	91,8	294,9	18096,3	2,4

Fonte: Autoria própria, 2026.

A partir dos dados obtidos, foi gerado o gráfico de Pareto (Figura 3), utilizando a RM como variável de resposta para maximizar de forma simultânea a extração de cada íon e avaliar a influência das variáveis escolhidas e de suas interações. Essa abordagem permitiu uma análise global do sistema, possibilitando o entendimento de como a integração dos efeitos dos fatores experimentais e de suas interações influenciaram o desempenho geral do planejamento.

No gráfico, as barras indicam a magnitude dos efeitos padronizados de cada fator e interação, enquanto os sinais positivos e negativos indicam o sentido do efeito, evidenciando se a variável apresenta uma relação diretamente ou inversamente proporcional à RM. A linha vertical em vermelho corresponde ao valor de p = 0,05 (nível de significância de 95%), utilizado para identificar quais variáveis e interações possuem significância estatística para o modelo.

Figura 3 – Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados do planejamento fatorial completo 2^3 na extração de íons solúveis presentes nas amostras de MP_{10}.



Fonte: Autoria própria (2026)

O gráfico de Pareto mostrou que a massa apresentou o maior efeito significativo no planejamento, com elevada magnitude e sinal negativo (-17,78). Este resultado sugere que dentro do intervalo experimental estudado, menores níveis de massa podem aumentar a eficácia na extração dos íons. Este resultado pode ser explicado pela relação sólido/solvente, uma vez que a extração assistida por ultrassom promove a degradação física da matriz e a transferência de massa, aumentando a disponibilidade dos analitos para o solvente. Uma variação nessa relação sólido/solvente impacta a extração, pois menores massas favorecem na interação eficaz do solvente com a matriz, facilitando a transferência de massa e um menor empacotamento dessas partículas, promovendo uma extração mais eficiente (Shen et al., 2023; Ozdemir et al., 2025).

O fator tempo também apresentou efeito significativo negativo (-9,27), sugerindo que a redução do tempo de extração poderia favorecer o desempenho do processo. Alguns estudos indicam que existe um tempo ótimo de extração, sendo que períodos prolongados podem diminuir a eficiência do processo por conta do reequilíbrio entre as fases sólida e líquida (Shehzadi et al., 2026). A presença simultânea de diferentes íons pode favorecer interações químicas, como formação de pares iônicos ou precipitados, reduzindo assim a fração solúvel detectável (Seinfeld; Pandis, 2006).

A interação Tempo x Massa apresentou efeito significativo com sinal positivo, mostrando que a combinação entre as variáveis influencia no processo de extração de íons em amostras de MP_{10}. Essa interação mostra que os fatores não atuam de forma independente durante a digestão, e que a influência desses fatores vai depender do nível em que o outro é aplicado (Addo et al., 2022). O fator volume, bem como as demais interações, não apresentaram significância estatística.

A curvatura não teve efeito significativo indicando que o planejamento apresentou um modelo linear e que o mesmo é adequado para descrever o comportamento da resposta dentro da região experimental estudada.

A avaliação do modelo matemático do planejamento pode ser realizada por meio da análise da variância (ANOVA) (Tabela 6), especificamente pelo valor-*p* para a falta de ajuste. O valor obtido de $p = 0,275$ foi maior que 0,05 apresentando um modelo ajustado para um nível de significância de 95% de intervalo de confiança.

Tabela 6 – Resultados da análise da variância (ANOVA) para o modelo do planejamento fatorial completo 2^3.

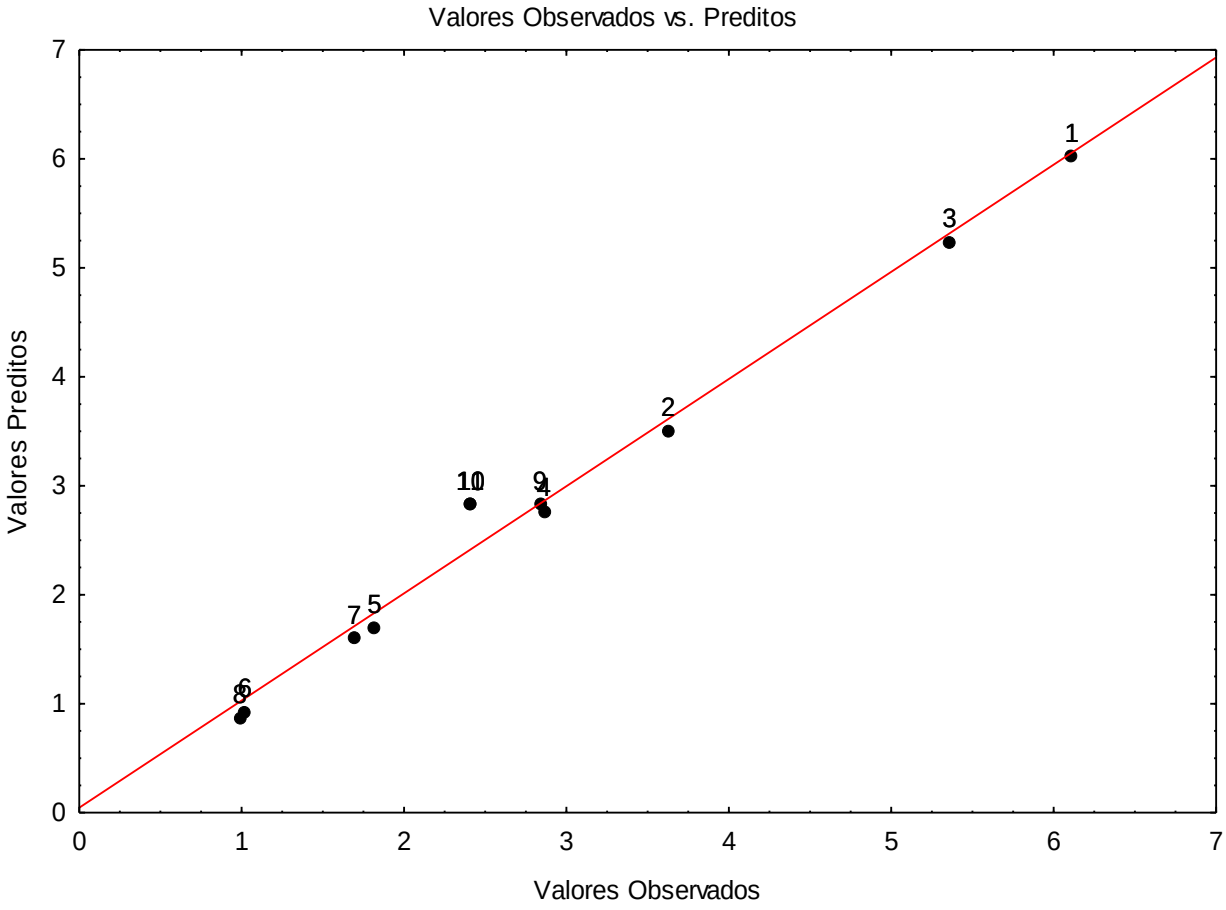
Fator	Soma dos quadrados	Grau de liberdade	Média dos quadrados	Valor – F	Valor – *p*
(1) Tempo (min)	**5,252**	**1**	**5,252**	**85,96**	**0,011**
(2) Volume (mL)	0,477	1	0,477	6,260	0,087
(3) Massa (g)	**19,33**	**1**	**19,33**	**316,4**	**0,003**
1 x 2	0,002	1	0,002	0,037	0,858
1 x 3	**1,514**	**1**	**1,514**	**24,78**	**0,038**
2 x 3	0,279	1	0,279	3,661	0,151
Falta de ajuste	**0,320**	**2**	**0,160**	**2,625**	**0,275**
Erro puro	0,228	3	0,076		
Total SS	37,28	11			

Fonte: Autoria própria, 2026.

A análise de variância (ANOVA) indicou que o modelo é estatisticamente significativo, com fatores relevantes influenciando o processo de extração e ausência de falta de ajuste significativa. Esses resultados evidenciam a adequação do método analítico proposto, garantindo a qualidade dos dados obtidos. Dessa forma, a confiabilidade das determinações permite uma interpretação mais consistente da composição química do MP_{10} e de sua relação com as variáveis meteorológicas, contribuindo para a avaliação da qualidade do ar na região estudada.

O ajuste do modelo foi observado por meio do gráfico de correlação dos valores preditos *versus* valores experimentais (Figura 4). Observa-se que os valores experimentais de RM ficaram próximos dos valores preditos pelo modelo matemático do planejamento, mostrando uma tendência linear bem definida. O coeficiente de correlação (r = 0,97) obtido reforça essa proximidade e indica o ajuste adequado do modelo.

Figura 4 – Gráfico de correlação entre os valores preditos e experimentais para o planejamento fatorial completo 2^3 na extração de íons solúveis presentes no MP_{10}.



Fonte: Autoria própria (2026)

Partindo dos resultados dos experimentos, o experimento 1 foi escolhido para a etapa de validação do planejamento experimental e posterior aplicação para as amostras coletadas. Esse experimento obteve o maior valor de RM como mostrado na Tabela 6. Além disso, como observado no gráfico de correlação (Figura 4), o ponto referente ao experimento 1 se encontra posicionado praticamente sobre a linha de tendência, evidenciando que o valor experimental obtido é muito consistente com o valor predito pelo modelo matemático, reforçando a escolha deste como condição otimizada de extração.

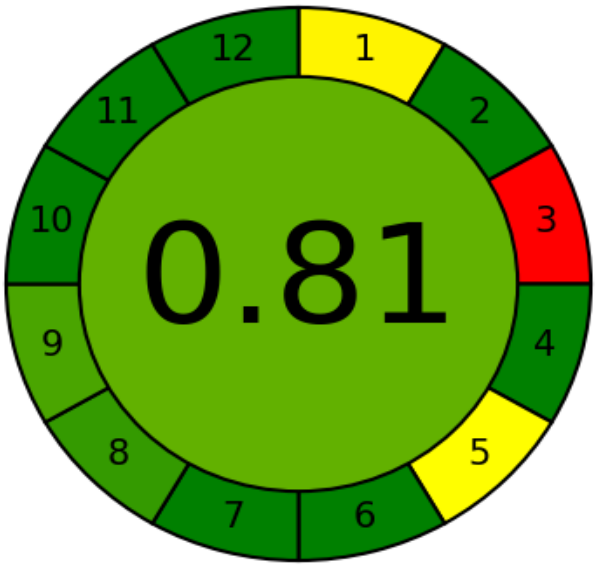
5.1.1. Avaliação de sustentabilidade do método analítico

O perfil verde do método foi avaliado utilizando o software Analytical Greenness Metric (AGREE), ferramenta que calcula o quão sustentável é um método

a partir dos 12 princípios da química verde e transforma isso em uma escala unificada que vai do vermelho (0) ao verde (1) (Pena-Pereira; Wojnowski; Tomaszewski, 2020).

Após inserir os dados do método no software, o resultado é dado em forma de pictograma circular dividido em 12 seções, onde no meio deste pictograma um valor é exibido variando de 0 a 1, quanto mais perto o valor estiver no número 1, mais sustentável será o método. Na Figura 5 é mostrado o pictograma do método otimizado, onde o valor obtido (escore global) foi de 0,81.

Figura 5 – Avaliação da sustentabilidade do método analítico por meio do índice AGREE.



Fonte: Autoria própria (2026)

Observa-se que o pictograma apresenta duas seções em amarelo: a 1 que se refere à aplicação de técnicas analíticas diretas para determinação dos analitos-alvos e assim evitar o tratamento das amostras, e a 5 que aborda sobre a seleção de métodos automatizados e miniaturizados, onde os analistas terão menos contato com as amostras e menos exposição ocupacional, diminuindo assim o risco de acidentes (Pena-Pereira; Wojnowski; Tomaszewski, 2020).

A seção 3 é a única que se encontra em vermelho e que diz que as medições devem ser realizadas *in situ*, de modo que a determinação dos analitos alvos deve ser feita da forma mais direta possível, para evitar o deslocamento da amostra e o atraso

entre a coleta e a obtenção de informações (Pena-Pereira; Wojnowski; Tomaszewski, 2020).

Apesar dessas duas seções amarelas e uma vermelha, o método pode ser considerado verde com valor de 0,81 onde um valor de (>0,5) já indica uma excelente sustentabilidade do método em termos ecológicos e com um menor risco à saúde. No estudo de Bahia et al., (2023) os autores utilizaram o software AGREE para determinar quão sustentável era o método otimizado de extração de heterocíclicos policíclicos aromáticos contendo enxofre em $MP_{2,5}$, obtendo um pictograma com valor de 0,67. Em outro trabalho de Bahia et al. (2023) os autores obtiveram um valor de sustentabilidade de 0,69 para a otimização de um planejamento fatorial completo 2^3 para determinação de heterocíclicos policíclicos nitrogenados em amostras de $MP_{2,5}$.

5.2. Avaliação da exatidão do planejamento experimental

A avaliação da exatidão do procedimento otimizado foi realizada para avaliar o desempenho na extração de íons solúveis em MP_{10}, utilizando o material de referência certificado de partículas urbanas NIST 1648a. A avaliação da exatidão do método foi avaliada em triplicata, e os resultados obtidos encontram-se apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 - Avaliação do método analítico utilizando material de referência certificado de partículas urbanas NIST 1648a.

Íons	Valor certificado (%)	Valor encontrado (%)	RSD (%)	Concordância (%)
SO_4^{2-}	15,42 ± 0,07	16,50 ± 0,14	0,8	107,0 ± 0,9
NO_3^-	1,07 ± 0,03	0,89 ± 0,05	5,0	83,6 ± 4,22
NH_4^+	2,01 ± 0,04	1,89 ± 0,15	7,8	94,1 ± 7,35
Ca^{2+}	5,84 ± 0,19	5,57 ± 0,23	4,1	95,4 ± 3,91
Cl^-	4543 ± 47*	3834,7 ± 21,6*	0,6	84,4 ± 0,48

*Valor em mg kg^{-1} / Resultados expressos em média ± desvio padrão para um intervalo de confiança de 95%
Fonte: Autoria própria, 2026.

Observando os resultados apresentados, nota-se que o método analítico apresentou uma boa concordância com os valores certificados, com as recuperações variando de 83,6% a 107,0%. A precisão do método foi avaliada por meio do desvio padrão relativo (RSD%), no qual todos os valores ficaram abaixo de 10% para os íons

analisados. A baixa variação entre os resultados indica uma boa repetibilidade do processo de extração assistida por ultrassom quando aplicado nas condições otimizadas.

Enquanto isso, a exatidão do método foi confirmada mediante a comparação entre os valores encontrados e os valores certificados do material de referência NIST SRM 1648a. A proximidade entre os valores mostra que o método otimizado fornece resultados compatíveis com o esperado.

No material de referência certificado apenas os íons SO_4^{2-}, NO_3^- e NH_4^+ possuem valores certificados obtidos a partir de procedimentos baseados em extração aquosa, sendo, portanto, os mais adequados para validação do método proposto utilizando a água como solvente de extração.

O íon Ca^{2+} teve uma ótima concordância com 95,4 ± 3,91% mesmo com seu valor certificado não sendo especificamente à extração com água. O valor certificado do íon Cl^- também não discrimina especificamente à extração com água, o que pode explicar a diferença observada entre o valor encontrado e o valor certificado.

5.3. Variáveis meteorológicas

Na Tabela 8 é apresentado as médias mensais das variáveis meteorológicas do ano de 2013, com dados obtidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia - INMET. A partir da tabela é possível notar que durante o período estudado a média da temperatura não ultrapassou os 29°C, assim como a umidade ficou acima dos 60%, com a velocidade do vento ultrapassando 4 m/s e as direções do vento predominantemente vindo do Leste e Sudeste.

Tabela 8 - Médias mensais das variáveis meteorológicas, calculadas a partir das médias diárias, em Aracaju durante o ano de 2013.

Meses	Chuva (mm)	Temperatura (°C)	Umidade (%)	Velocidade do vento (m/s)	Direção do vento predominante
			Média		
Janeiro	0,29	27,74	71,52*	4,10	Leste
Fevereiro	0,82	28,10	74,82*	3,51	Leste
Março	0,94	28,33	68,29	3,61	Leste
Abril	7,57	27,66	72,16	2,66	Sudeste
Maio	3,54	26,57	79,73	1,64	Sudeste
Junho	4,84	25,99	76,84	1,58	Sudeste
Julho	0,95	25,24	76,28	1,72	Sudeste
Agosto	2,14	24,92	76,34	2,19	Sudeste
Setembro	1,34	26,01	70,78	3,15	Leste
Outubro	6,01	26,44	72,25	3,66	Leste
Novembro	5,66	26,69	76,16	4,18	Leste
Dezembro	2,30	27,26	80,52	4,28	Leste
Máximo	4,84	28,33	80,52	4,28	-
Mínimo	0,29	24,92	68,29	1,58	-

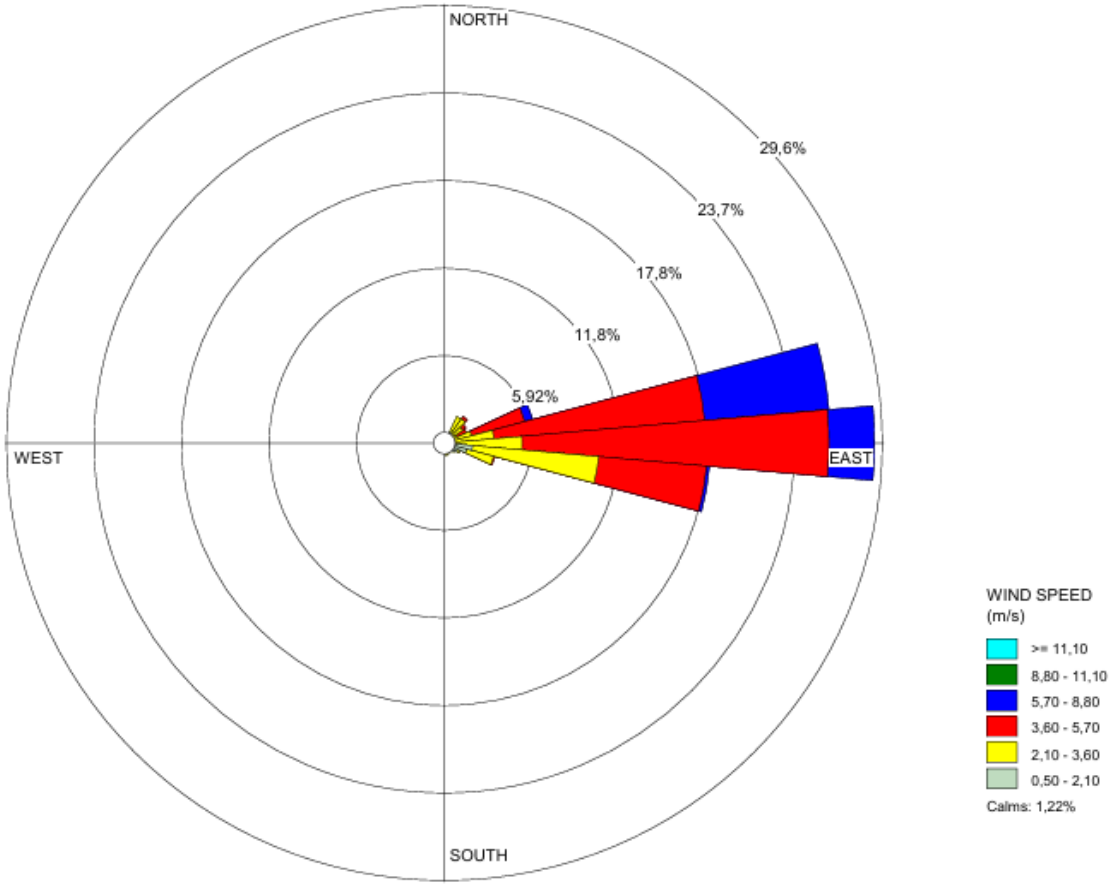
*****Valores médios a partir de outras três séries históricas anteriores ao ano de 2013 com o objetivo de preenchimento total da tabela.
Fonte: Adaptado (INMET, 2026).

5.3.1. Velocidade e direção do vento

A dispersão de poluentes atmosféricos é altamente influenciada por variáveis meteorológicas, com destaque para a velocidade e direção do vento. Essas variáveis são responsáveis não apenas pela concentração dos poluentes na atmosfera, bem como determinam o alcance do transporte desses poluentes.

Na Figura 6 é apresentado o comportamento dos ventos (direção e velocidade) no período seco (setembro a fevereiro) do ano de 2013.

Figura 6 – Rosa dos ventos do período seco, evidenciando a frequência de ocorrência da direção e das classes de velocidade dos ventos na área de estudo.



Fonte: INMET (2026)

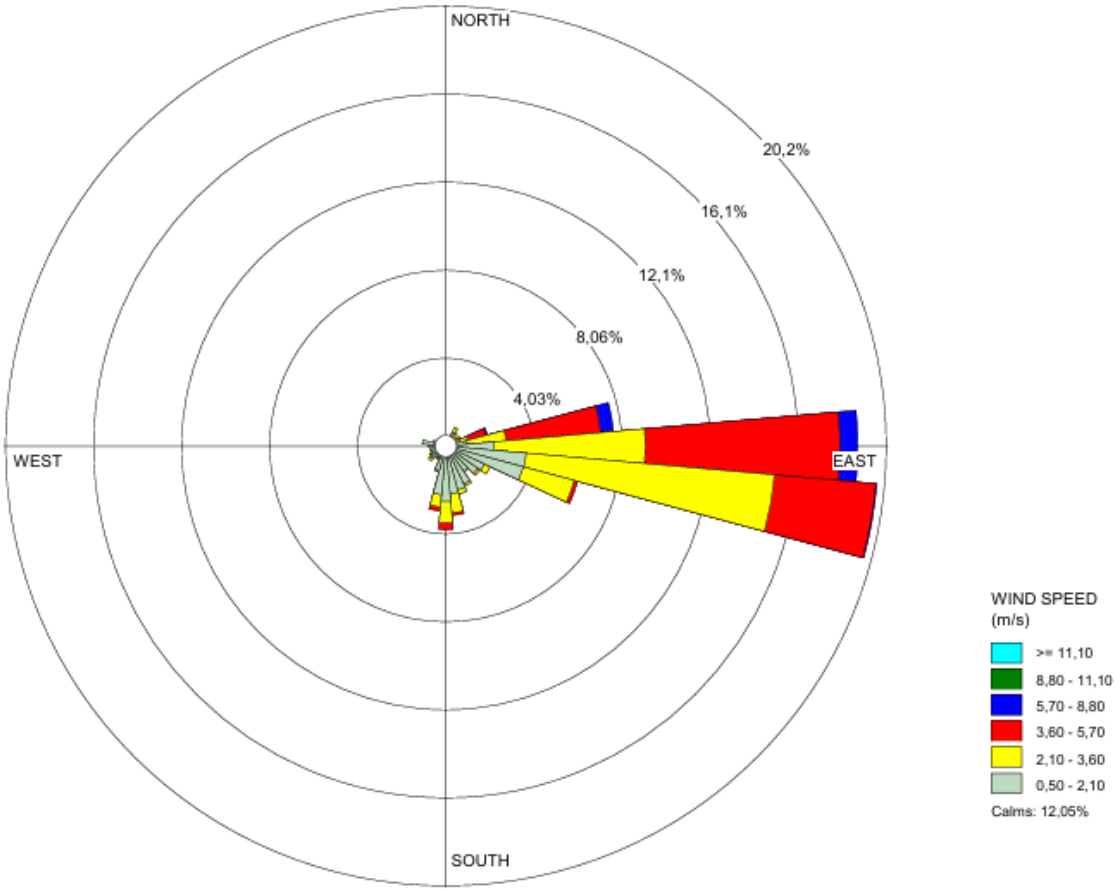
Durante o período seco é possível observar que os ventos predominantes são da direção leste-nordeste (LNE). Os ventos da região são favorecidos pelos ventos alísios (VA) que ocorrem durante todo o ano, além de sofrerem influência sinótica da Alta Subtropical do Atlântico Sul (ASAS) e serem intensificados ou enfraquecidos por circulações locais de mesoescala, como a brisa marítima (Silva; Barbosa, 2022). A brisa marítima é um fenômeno meteorológico de mesoescala que ocorre na costa, originada a partir da diferença de temperatura entre a Terra e o Mar. A brisa marítima pode impulsionar a dispersão de poluentes, assim como influenciar sua composição (Liu et al., 2022; Augustin et al., 2020).

Os meses do período seco encontram-se representados no Apêndice A. A predominância de ventos de intensidade moderada (3,60 m/s – 8,80 m/s) durante esse período pode favorecer tanto a dispersão quanto o transporte de poluentes atmosféricos. Durante o período seco o MP_{10} acaba sofrendo uma maior dispersão de

poluentes devido a maior velocidade dos ventos, entretanto isso também ocasiona em uma maior ressuspensão de partículas de poeira do solo, e uma maior concentração de íons Ca^{2+}. A atuação da brisa marítima também contribui para a propagação de íons Na^{+} na atmosfera.

Durante o período chuvoso (outono-inverno), que acontece de março a agosto, observa-se uma mudança no comportamento dos ventos, como mostrado na Figura 7.

Figura 7 – Rosa dos ventos do período chuvoso, evidenciando a frequência de ocorrência da direção e das classes de velocidade dos ventos na área de estudo.



Fonte: INMET (2026)

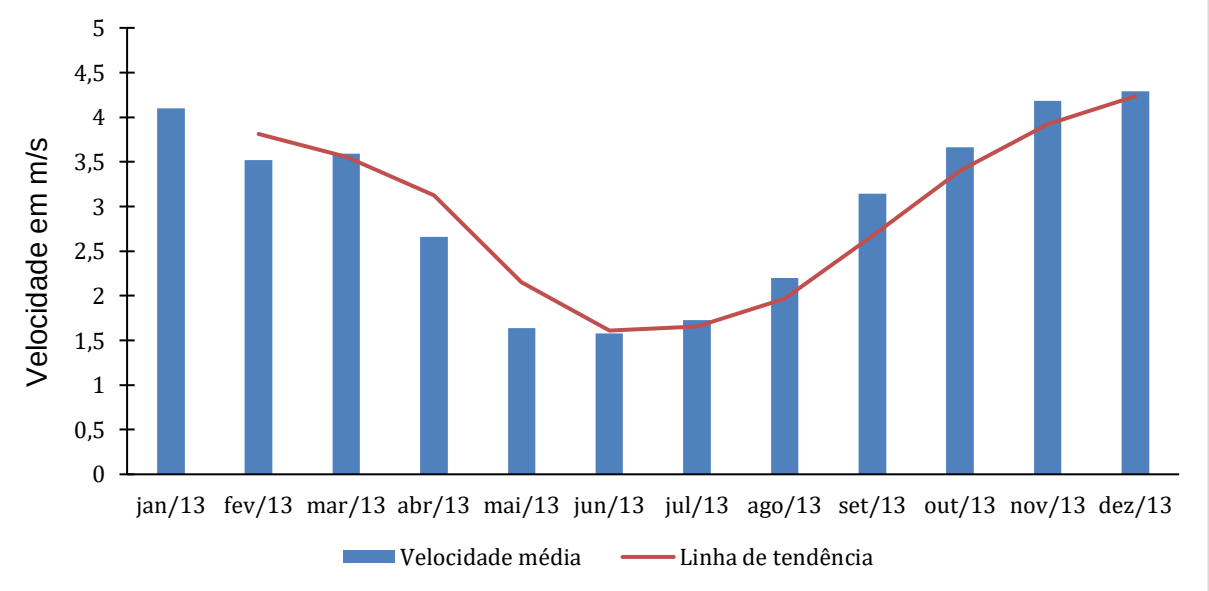
Como observado na rosa dos ventos, durante o período chuvoso são predominantes ventos de leste-sudeste, associados à influência dos VA. Esses ventos sopram do Sudeste sobre o oceano Atlântico Tropical Sul (ATS) em direção à região Nordeste e atuam durante todo o ano. Neste período os VA e os Distúrbios Ondulatórios nos Ventos Alísios (DOVA) interagem com a brisa marítima/terrestre e

atuam na formação de uma convergência costeira próximo ao litoral do Nordeste brasileiro (Silva; Fedorova, 2023).

Devido à influência das frentes frias vindas do Sul, a direção de dispersão se torna mais ampla, entretanto a diminuição da velocidade dos ventos pode contribuir para um aumento na concentração de poluentes. De acordo com Castelhano (2022), as baixas intensidades do vento são causadas pela atuação mais forte dos sistemas polares que se intensifica pela diminuição da ação das frentes de brisa marítima nos meses de inverno.

Durante o período chuvoso há uma menor dispersão de partículas, por conta de maiores ocorrências de calmaria. Entretanto, a concentração de MP_{10} diminui em decorrência da deposição úmida que ocorre devido aos altos volumes de precipitação presente durante este período. A Figura 8 mostra o comportamento das médias mensais de velocidade do vento durante o ano de 2013.

Figura 8 – Velocidade média mensal dos ventos em Aracaju-SE no ano de 2013.



Fonte: INMET (2026)

Observa-se que, conforme mostrado pelas rosas dos ventos, os meses do período chuvoso – março a agosto – apresentaram ventos com velocidades médias que não ultrapassaram o valor de 3,0 m/s, com destaque para os meses de maio e junho, com valores de velocidade próximos a 1,6 m/s. Esse comportamento exibe uma diminuição na intensidade dos ventos durante essa época do ano.

Percebe-se também que a velocidade do vento aumentou de forma gradativa à medida que o ano avançou para o período seco, no qual os maiores valores de velocidade (acima de 4 m/s) ocorreram nos meses de janeiro, novembro e dezembro. A linha de tendência presente no gráfico reforça o argumento de que a velocidade do vento aumenta no período seco devido às ações dos VA e à influência sinótica da ASAS, e tende a diminuir no período chuvoso por conta dos DOVA que interagem com a brisa marítima/terrestre.

Esta oscilação da velocidade dos ventos influencia na concentração e dispersão do MP_{10}, assim como contribui para a compreensão de quais íons aparecem de forma mais significativa nesses períodos. No período seco, as maiores velocidades e a predominância do sentido leste-nordeste dos ventos contribuem para que haja uma maior concentração de íons Ca^{2+}, devido a ressuspensão de poeira do solo, e Na^{+}, por conta da atuação da brisa marítima que tende a se intensificar durante esse período.

Já durante o período chuvoso, a menor velocidade dos ventos evidencia os momentos de calmaria predominantes na época, entretanto devido a um maior volume de precipitação e aumento de umidade relativa, a concentração do MP_{10} diminui por meio da deposição úmida.

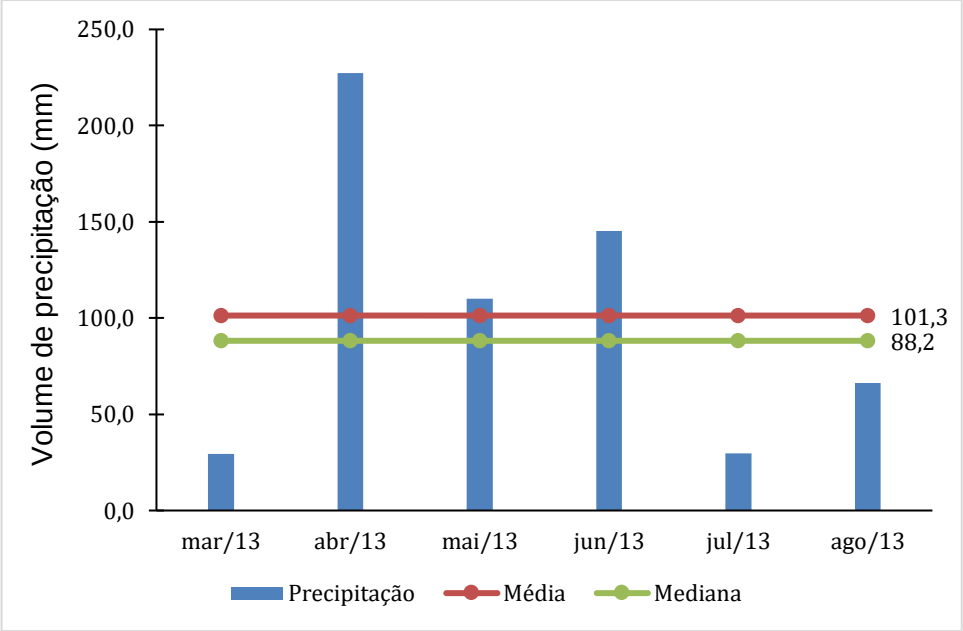
5.3.2. Precipitação

As Figuras 9 e 10 mostram os volumes de precipitações mensais no ano de 2013 na área de estudo (Aracaju).

A divisão dos períodos analisados está de acordo com estudos realizados no Nordeste brasileiro, como o de Pessoa et al. (2023) que, ao estudarem a aplicação do método de análise de tendência inovadora (ITA) para detecção de tendências da precipitação anual e sazonal na Região Metropolitana do Recife, definiram o período chuvoso como sendo os meses correspondentes ao outono (março, abril e maio) e ao inverno (junho, julho e agosto). Santos, Sousa e Leite (2022) ao investigarem os índices climáticos de aridez, hídrico e de umidade, no estado de Sergipe também consideraram o período chuvoso como sendo de março a agosto.

A Figura 9 mostra a análise do período chuvoso.

Figura 9 – Distribuição da precipitação no período chuvoso do ano de 2013 em Aracaju-SE.



Fonte: INMET (2026)

O mês de abril obteve o maior volume de precipitação (227,2 mm), ficando acima da média (115,7 mm), para o período. Já o mês de maio apresentou um volume total de precipitação de 110,0 mm. O mês de junho teve precipitação de 145,3 mm ficando acima da média do período, o que condiz com o perfil climatológico do mês. Os meses de março, julho e agosto tiveram precipitações totais de 29,4 mm, 29,6 mm e 66,4 mm, respectivamente, ficando abaixo da média (101,3 mm) e da mediana (88,2 mm).

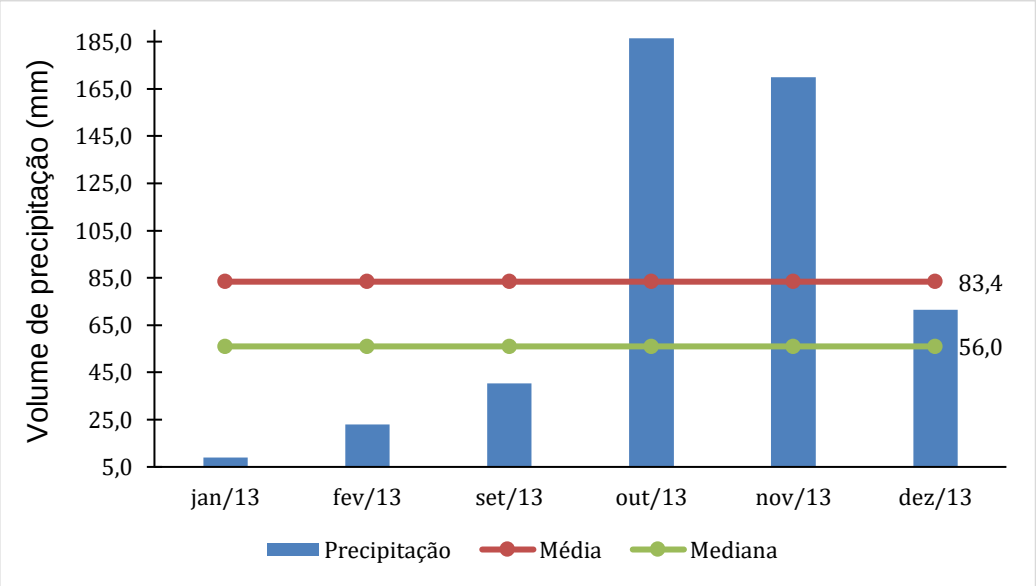
Observando a média (101,3 mm) e a mediana (88,2 mm) do período chuvoso nota-se que a diferença entre elas foi pequena. Esses valores indicam uma leve assimetria positiva, e a proximidade entre eles sugere uma distribuição de chuvas tendendo a simetria, ou seja, os volumes de precipitação dos meses representados não divergiram do comportamento típico do período chuvoso.

O DOVA, juntamente com as zonas de convergência associadas às frentes frias e às frentes estacionárias podem gerar eventos extremos de precipitação sobre o leste do Nordeste brasileiro, especialmente durante o período chuvoso, devido à formação de nuvens convectivas. A interação desses sistemas meteorológicos com a circulação costeira de ventos também contribui para intensificar o volume de chuvas na região (Silva; Fedorova, 2023).

Esses altos volumes de precipitação influenciam para que haja uma menor concentração de MP_{10} na atmosfera, uma vez que as partículas irão se depositar de

forma úmida sobre as superfícies. Em seguida, temos o período seco ilustrado abaixo na Figura 10.

Figura 10 – Distribuição da precipitação no período seco no ano de 2013 em Aracaju-SE.



Fonte: INMET (2026)

Observa-se na imagem que as precipitações variaram bastante durante o período seco, com valores muito baixos em janeiro (9 mm) e fevereiro (23 mm), um aumento gradual em setembro (40,4 mm) e picos em outubro (186,4 mm) e novembro (170 mm), mostrando que ocorreram eventos isolados de chuva intensa. Essas chuvas pontuais são chuvas rápidas e de baixa duração, mas que podem acumular uma grande quantidade de volume (mm) em pouco tempo.

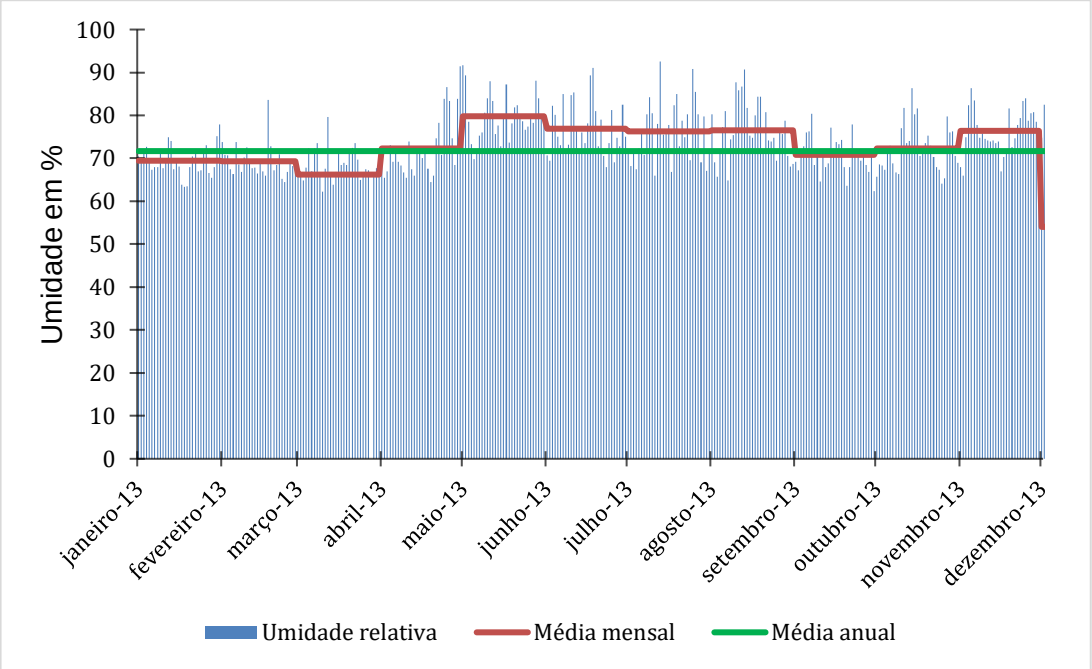
Apesar desses eventos isolados, o período manteve-se com baixos volumes de precipitação, como pode ser visto a partir da média e mediana. A média (83,4 mm) do período seco se encontra muito acima da mediana (56,0 mm), indicando uma assimetria positiva, ou seja, a média foi influenciada pelos valores altos de precipitação que ocorreram nos eventos isolados. Por ser uma medida de tendência central, a mediana é menos suscetível a esses valores extremos, logo ela consegue mostrar uma visão mais representativa das chuvas do período seco e evidenciar que a precipitação do período é menor do que a média sugere.

Com um menor volume de precipitação durante esse período, as partículas de MP_{10} tendem a permanecer mais tempo na atmosfera, contribuindo para a ocorra um aumento na sua concentração.

5.3.3. Umidade relativa

A Figura 11 mostra valores de umidade relativa diária do ano de 2013, onde os valores do mês de janeiro e fevereiro foram preenchidos a partir do levantamento de 3 séries históricas anteriores ao ano de 2013.

Figura 11 – Variação diária da umidade relativa do ar em Aracaju no ano de 2013.



Fonte: INMET (2026)

Nota-se que a umidade relativa se manteve acima dos 60% ao longo de todo ano, sem grandes variações. Alguns dos maiores picos de umidade relativa foram durante os meses que correspondem ao período chuvoso (março a agosto), como no dia 30/abr que apresentou umidade relativa de 91,4% e em 2/mai com umidade de 89,3%. Os meses junho, julho e agosto apresentaram bastante similaridade em seus percentuais de umidade relativa, variando de 70% a 80%, entretanto no mês de julho houve dois dias com umidades acima de 80%, sendo eles, dia 13/jul (92,6%) e dia 25/jul (90,8%).

Por se tratarem de meses inseridos no período de outono-inverno é esperado que tenham altas umidades relativas e que o ar seja considerado de razoável a muito úmido. Observa-se também que esses meses tiveram média mensal de umidade acima da média anual (71,7%), reforçando a afirmação de que o ar durante esse período é muito úmido.

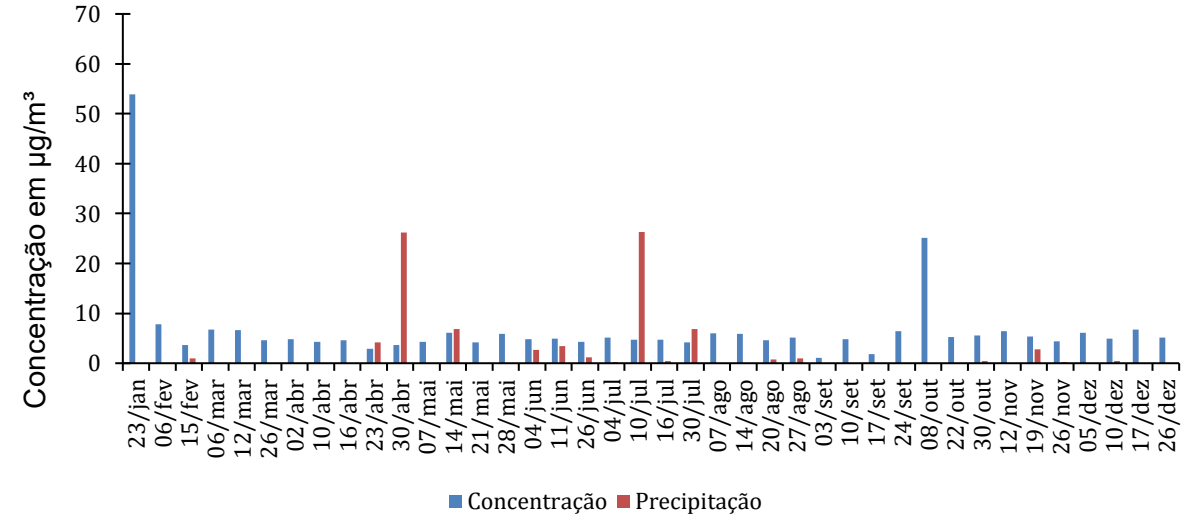
Picos de umidade apresentados nos meses de outubro no dia 14 (86,3%), novembro no dia 05 (86,3%) e em dezembro no dia 19 (89,8%) estão ligados às precipitações pontuais que ocorrem no período de primavera-verão. Isto acontece porque o município de Aracaju se encontra na zona costeira do estado e recebe influência tanto da brisa marítima quanto dos VA.

Uma alta concentração de umidade influencia na formação dos íons nitrato e sulfato na atmosfera, devido às reações químicas em fase aquosa que vão promover a oxidação do SO_2 a SO_4^{2-}, e converter NO_x em NO_3^-.

5.4. Concentração de MP_{10}

Inicialmente, realizou-se a análise da variação da concentração de MP_{10} no decorrer do ano de 2013, com o objetivo de identificar em quais períodos houve a maior e a menor ocorrência do poluente. Essa análise permitiu observar e compreender o comportamento sazonal da qualidade do ar na área de estudo. A Figura 12 apresenta a variação da concentração de MP_{10} no ano de 2013.

Figura 12 – Variação diária da concentração de MP_{10} (µg/m³) e da precipitação em Aracaju no de 2013.



Fontes: ADEMA (2013); SEMAC (2013)

Observa-se no gráfico que o dia 23 de janeiro teve a maior concentração de MP_{10} com 53,87 µg m^{-3}. Janeiro foi um mês que apresentou uma velocidade de vento na faixa de 3,60 a 5,70 m/s, neste dia em específico a velocidade do vento se encontrava a 3,80 m/s, esta velocidade contribui para que ocorra uma dispersão de material particulado, mas não de forma tão incisiva. Além disso, não houve

precipitação no dia em questão, o que contribuiu para que houvesse um aumento na concentração de MP_{10}. Entretanto, uma forma de diminuição da concentração do poluente que pode acontecer é a deposição seca, mais comum nesses períodos, embora dependa do tamanho da partícula e seja um processo lento.

A segunda maior concentração registrada foi de 25,15 μg m^{-3} no dia 08/out. O mês de outubro registrou velocidade do vento também dentro da faixa de 3,60 a 5,70 m/s e umidade relativa do ar de 72%, o que é típico em meses mais secos. No dia em questão a velocidade do vento foi de apenas 1,5 m/s, sem relatos de precipitação e uma umidade relativa de 66%. Todos esses fatores acabaram contribuindo para que houvesse uma maior concentração de MP_{10} quando comparado a outros dias do mesmo mês, como por exemplo o dia 30/out, que teve concentração de MP_{10} de 5,61 μg m^{-3}, além de ter sido um dia que apresentou ventos com velocidade de 4,8 m/s, umidade relativa de 70% e precipitação de 0,4 mm.

Nos meses do período seco (janeiro, fevereiro, setembro, outubro, novembro e dezembro) a concentração de material particulado não foi alta, como mostrado nos dias 06/fev (7,84 μg m^{-3}), 12/nov (6,38 μg m^{-3}) e 17/dez (6,76 μg m^{-3}), ressalva para os dias 25/jan (53,87 μg m^{-3}) e 08/out (25,15 μg m^{-3}). Apesar do período apresentar uma diminuição da umidade relativa e no volume de precipitações, a alta velocidade do vento (3,60 m/s a 8,80 m/s) contribuiu para que houvesse uma maior dispersão desse material particulado.

Os meses do período chuvoso (março, abril, maio, junho, julho e agosto) apresentaram concentrações baixas de MP_{10}, como pode ser visto nos dias 06/mar (6,69 μg m^{-3}), 23/abr (2,90 μg m^{-3}), 21/mai (4,18 μg m^{-3}), 04/jul (5,09 μg m^{-3}) e 20/ago (4,64 μg m^{-3}). O período chuvoso apresenta velocidade de vento reduzida, não ultrapassando os 3,60 m/s e momentos de calmaria de até 30%, entretanto a alta umidade do período assim como um maior volume de precipitações contribuiu para que houvesse uma baixa concentração de MP_{10} através da deposição úmida.

Este resultado difere do que normalmente é encontrado na literatura, na qual é apontado um aumento na concentração de material particulado durante períodos úmidos, como no estudo de Mahapatra et al. (2018), onde os autores relatam que condições atmosféricas estáveis, como umidade relativa, temperatura ambiente e precipitação mínimas, durante o inverno facilitaram o acúmulo de MP_{10}, tendo a sua

concentração anual (88,32 µg m^{-3}) excedendo o valor médio anual de 24h de 60 µg m^{-3}.

Desde janeiro de 2025, está em vigor no Brasil o Padrão Intermediário 2 (PI-2), que estabelece limites de 100 µg m^{-3} para o período de 24h e 35 µg m^{-3} anual para o MP_{10}. Observa-se que nenhum mês atingiu o limite diário de 100 µg m^{-3}, e que a média anual (6,68 µg m^{-3}) não ultrapassou o limite anual de 35 µg m^{-3}. Esses resultados mostram que a área de estudo não apresenta níveis críticos de poluição, já que em apenas um dia foi relatado um limite acima dos estabelecidos pelo CONAMA.

Observando o comportamento diário das concentrações de MP_{10}, é possível compreender como as condições meteorológicas influenciam na variabilidade do poluente. Desta forma, na sequência, é apresentado a relação entre as concentrações de MP_{10}, as variáveis meteorológicas (direção e velocidade dos ventos, precipitação e umidade) e sua composição iônica.

5.5. Composição iônica do MP_{10}

O método otimizado da técnica de extração assistida por ultrassom foi aplicado para 30 amostras de MP_{10} coletadas na cidade de Aracaju-SE. Nas Tabelas 9 e 10 são apresentados os resultados dos íons solúveis presentes nas amostras.

Tabela 9 – Concentração dos cátions em amostras de MP_{10} coletadas na cidade de Aracaju-SE.

Amostras 2013	NH_4^+ (μg m^{-3})	Ca^{2+} (μg m^{-3})	Mg^{2+} (μg m^{-3})	K^+ (μg m^{-3})	Na^+ (μg m^{-3})
23/jan	0,76 ± 0,01	2,77 ± 0,16	0,062 ± 0,014	0,48 ± 0,4	6,16 ± 0,63
06/fev	0,60 ± 0,05	11,9 ± 1,86	0,77 ± 0,04	0,42 ± 0,2	26,1 ± 0,15
15/fev	1,03 ± 0,01	18,9 ± 0,08	0,64 ± 0,02	0,37 ± 0,01	26,7 ± 0,33
06/mar	0,99 ± 0,21	3,06 ± 0,20	0,12 ± 0,01	0,35 ± 0,2	4,58 ± 0,06
26/mar	1,59 ± 0,02	4,07 ± 0,11	0,14 ± 0,05	0,39 ± 0,11	3,41 ± 0,05
02/abr	0,80± 0,06	4,10 ± 1,24	0,18 ± 0,03	0,32 ± 0,9	3,71 ± 0,09
16/abr	1,19 ± 0,03	7,34 ± 0,28	0,13 ± 0,01	0,20 ± 0,03	3,32 ± 0,10
30/abr	2,09 ± 0,07	4,77 ± 0,4	0,088 ± 0,001	0,18 ± 0,02	2,79 ± 0,01
07/mai	1,93 ± 0,82	2,88 ± 1,59	0,18 ± 0,08	0,51 ± 0,04	4,55 ± 0,08
14/mai	3,08 ± 0,17	5,99 ± 0,34	0,24 ± 0,04	0,25 ± 0,05	3,71 ± 0,06
28/mai	0,74 ± 0,01	5,18 ± 0,03	0,13 ± 0,02	0,37 ± 0,01	3,46 ± 0,25
04/jun	1,41 ± 0,02	7,74 ± 1,69	0,092 ± 0,003	0,28 ± 0,05	3,16 ± 0,46
11/jun	0,88 ± 0,01	3,78 ± 0,14	0,17 ± 0,04	0,47 ± 0,06	4,78 ± 0,03
26/jun	1,12 ± 0,06	4,89 ± 0,25	0,060 ± 0,007	0,20 ± 0,01	3,69 ± 0,28
04/jul	1,15 ± 0,19	4,20 ± 0,25	0,058 ± 0,001	0,14 ± 0,01	3,13 ± 0,07
10/jul	2,44 ± 0,03	3,91 ± 0,64	0,053 ± 0,007	0,13 ± 0,04	2,74 ± 0,16
30/jul	1,36 ± 0,08	5,16 ± 0,07	0,042 ± 0,002	0,19 ± 0,01	3,61 ± 0,07
07/ago	1,82 ± 0,19	5,89 ± 2,29	0,041 ± 0,007	0,18 ± 0,03	3,11 ± 0,28
14/ago	1,02 ± 0,35	5,99 ± 0,44	0,059 ± 0,001	0,25 ± 0,07	2,89 ± 0,28
27/ago	1,86 ± 0,12	7,60 ± 0,10	0,11 ± 0,1	0,31 ± 0,09	2,72 ± 0,55
10/set	1,55 ± 0,70	5,10 ± 0,05	0,061 ± 0,012	0,16 ± 0,01	2,87 ± 0,02
24/set	1,49 ± 0,10	4,82 ± 0,89	0,047 ± 0,01	0,21 ± 0,01	2,93 ± 0,09
08/out	1,23 ± 0,34	7,78 ± 0,98	0,061 ± 0,01	0,25 ± 0,01	3,71 ± 0,32
22/out	1,46 ± 0,21	12,1 ± 0,15	n.d.	0,27 ± 0,02	3,12 ± 0,09
30/out	1,23 ± 0,27	5,76 ± 0,16	0,074 ± 0,01	0,23 ± 0,07	3,08 ± 0,07
12/nov	0,62 ± 0,35	5,14 ± 0,37	0,096 ± 0,05	0,23 ± 0,06	2,80 ± 0,14
19/nov	0,28 ± 0,10	4,06 ± 0,31	0,044 ± 0,01	0,28 ± 0,07	4,14 ± 0,14
26/nov	2,13 ± 0,03	6,05 ± 0,04	0,072 ± 0,005	0,28 ± 0,02	3,17 ± 0,38
05/dez	1,34 ± 0,20	5,12 ± 0,06	0,078 ± 0,01	0,26 ± 0,02	3,24 ± 0,04
17/dez	0,54 ± 0,03	5,71 ± 0,12	0,039 ± 0,01	0,48 ± 0,08	4,50 ± 0,13

n.d. = não detectado

Fonte: Autoria própria, 2026.

Tabela 10 – Concentração dos ânions em amostras de MP_{10} coletadas na cidade de Aracaju-SE.

Amostras 2013	NO_3^- (μg m^{-3})	NO_2^- (μg m^{-3})	Cl^- (μg m^{-3})	F^- (μg m^{-3})	SO_4^{2-} (μg m^{-3})
23/jan	8,50 ± 0,20	0,041 ± 0,005	4,77 ± 0,01	0,033 ± 0,003	2,97 ± 0,4
06/fev	3,11 ± 0,32	n.d.	0,29 ± 0,02	0,071 ± 0,004	11,1 ± 0,5
15/fev	2,47 ± 0,07	0,021 ± 0,001	0,59 ± 0,14	0,12 ± 0,01	6,59 ± 0,5
06/mar	2,87 ± 0,63	n.d.	0,68 ± 0,06	0,052 ± 0,003	6,92 ± 0,5
26/mar	2,17 ± 0,01	0,0099 ± 0,0001	0,51 ± 0,01	0,062 ± 0,008	5,86 ± 0,8
02/abr	2,18 ± 0,84	n.d.	0,35 ± 0,75	0,054 ± 0,01	4,28 ± 0,6
16/abr	1,84 ± 0,30	0,032 ± 0,001	0,49 ± 0,07	0,084 ± 0,001	4,34 ± 0,2
30/abr	1,93 ± 0,49	0,0047 ± 0,0003	0,45 ± 0,16	0,11 ± 0,05	3,67 ± 0,5
07/mai	5,07 ± 1,04	n.d.	0,59 ± 0,30	0,068 ± 0,008	3,90 ± 0,2
14/mai	2,10 ± 0,29	0,012 ± 0,005	0,99 ± 0,11	0,049 ± 0,003	3,58 ± 0,16
28/mai	1,09 ± 0,37	0,0077 ± 0,0007	0,48 ± 0,04	0,077 ± 0,001	3,14 ± 0,5
04/jun	1,58 ± 0,46	0,0087 ± 0,001	0,43 ± 0,01	0,058 ± 0,01	4,10 ± 0,20
11/jun	1,90 ± 0,43	0,051 ± 0,003	0,38 ± 0,01	0,079 ± 0,01	2,81 ± 0,20
26/jun	1,60 ± 0,06	0,0032 ± 0,0006	1,25 ± 0,51	0,083 ± 0,001	2,71 ± 0,04
04/jul	0,98 ± 0,51	0,0090 ± 0,001	0,50 ± 0,51	0,11 ± 0,01	3,01 ± 0,11
10/jul	1,21 ± 0,61	0,0045 ± 0,0005	0,71 ± 0,05	0,046 ± 0,005	2,67 ± 0,11
30/jul	1,66 ± 0,51	0,0010 ± 0,0007	1,39 ± 0,11	0,074 ± 0,005	3,17 ± 0,5
07/ago	0,90 ± 0,43	0,017 ± 0,009	0,52 ± 0,03	0,054 ± 0,002	2,94 ± 0,8
14/ago	1,24 ± 0,26	0,0061 ± 0,0007	0,41 ± 0,05	0,066 ± 0,004	3,19 ± 0,10
27/ago	1,18 ± 0,42	0,0085 ± 0,0007	1,39 ± 0,48	0,059 ± 0,004	3,53 ± 0,18
10/set	1,48 ± 0,10	0,0043 ± 0,001	0,85 ± 0,05	0,068 ± 0,004	1,24 ± 0,4
24/set	1,32 ± 0,13	0,0033 ± 0,0008	0,31 ± 0,01	0,11 ± 0,01	1,73 ± 0,10
08/out	1,84 ± 0,54	0,0017 ± 0,0001	2,29 ± 0,61	0,039 ± 0,004	4,23 ± 0,6
22/out	1,01 ± 0,24	0,092 ± 0,009	1,81 ± 0,18	0,029 ± 0,003	12,8 ± 0,1
30/out	1,78 ± 0,05	0,012 ± 0,003	1,11 ± 0,05	0,058 ± 0,001	4,14 ± 0,9
12/nov	1,12 ± 0,16	0,0040 ± 0,0001	0,51 ± 0,04	0,071 ± 0,005	2,90 ± 0,2
19/nov	0,82 ± 0,17	0,0056 ± 0,0001	2,21 ± 0,38	0,051 ± 0,003	3,18 ± 0,6
26/nov	1,74 ± 0,17	0,0032 ± 0,0002	1,30 ± 0,11	0,066 ± 0,004	5,05 ± 0,24
05/dez	1,35 ± 0,28	0,0024 ± 0,0001	1,42 ± 0,21	0,053 ± 0,001	4,82 ± 0,24
17/dez	0,95 ± 0,21	0,0048 ± 0,0009	2,12 ± 0,07	0,078 ± 0,003	4,38 ± 0,09

n.d. = não detectado

Fonte: Autoria própria, 2026.

A quantificação das concentrações atmosféricas dos íons foi realizada correlacionando os resultados obtidos em fase líquida com os parâmetros da amostragem de ar (Todorović et al., 2020; Beringui et al., 2021). A resposta obtida pelo cromatógrafo foi expressa em miligramas por litro (mg/L), e para transformar a concentração do extrato líquido para a concentração real de poluentes dispersos na atmosfera, foi utilizada uma equação matemática que integra o volume final

laboratorial e o volume total de ar que fluiu pelo sistema de amostragem, para relacionar a massa do analito ao volume total de ar amostrado (Silva et al., 2020; Todorović et al., 2020). Para tal, utilizou-se a equação (Eq. 3) abaixo:

$$C_{ar} = C_{líquida} \times V_{final} \times M / M \times V_{ar} \qquad \text{(Eq. 3)}$$

Onde:

- C_{ar}: concentração final do íon no ar atmosférico, expressa em μg m^{-3};
- $C_{líquida}$: concentração do íon quantificada pelo cromatógrafo de íons, expressa em mg/L;
- V_{final}: volume final da avolumação do extrato no tubo falcon, expresso em mL;
- M: massa total de material particulado retido no filtro, obtida por gravimetria, expressa em g;
- V_{ar}: volume total de ar coletado pela bomba (L)

A análise da composição iônica do MP_{10} mostrou uma predominância dos íons NO_3^-, SO_4^{2-}, Ca^{2+} e Na^+, os quais apresentaram as maiores concentrações nas amostras analisadas. A presença dos íons SO_4^{2-}, NO_3^- , NO_2^- e NH_4^+ sugere a formação de aerossóis secundários na atmosfera, a partir de reações químicas envolvendo dióxido de enxofre (SO_2) e óxidos de nitrogênio (NO_x). Esses íons sugerem uma contribuição de fontes antrópicas, particularmente associada à queima de combustíveis fósseis. Levando em consideração que o ponto de amostragem se encontra próximo a uma via de trânsito intenso, a influência veicular é um fator relevante para a presença desse íon. Segundo Qu et al. (2025) os íons sulfato e nitrato são formados principalmente por conversões secundárias de óxidos de nitrogênio e dióxido de enxofre a partir de emissões veiculares.

O íon Ca^{2+} está associado principalmente à ressuspensão de partícula do solo. Este processo é intensificado pelo atrito dos pneus com o asfalto, principalmente em períodos secos, nos quais a umidade moderada e a falta de precipitação favorecem para que essas partículas permaneçam na atmosfera. O íon Mg^{2+} pode apresentar contribuição tanto de fontes marinhas quanto terrestres, especialmente em regiões costeiras, enquanto a presença de K^+ pode estar associada a queima de biomassa.

Os íons Na^+ e Cl^- presente na composição do material particulado é tipicamente derivado do aerossol marinho, o que é esperado por conta da área de

estudo se localizar próxima a zona costeira. Os íons são transportados pela ação dos ventos e da brisa marítima, podendo chegar a longas distâncias, dependendo da direção e intensidade dos ventos.

Para uma avaliação mais detalhada da contribuição de aerossóis marinhos foi utilizado o fator de enriquecimento (EF) em relação ao Na^+ conforme é descrito na literatura (Seinfeld; Pandis, 2006) e calculado como mostra a equação (Eq. 4) abaixo:

$$EFmarinho = (X/Na)_{aerossol} / (X/Na)_{água\ do\ mar} \qquad (Eq.\ 4)$$

Onde X é o íon analisado, Na o elemento de referência marinho, $(X/Na)_{aerossol}$ é a razão observada no MP_{10} e o $(X/Na)_{água\ do\ mar}$ é a razão típica da água do mar. Na Tabela 11 temos os valores de enriquecimento para os íons solúveis em água.

Tabela 11 – Fator de enriquecimento (EF) dos íons solúveis no MP_{10}, calculado em relação ao sódio (Na^+) como traçador marinho, utilizando razões iônicas de referência da composição média da água do mar.

Íon	**Concentração* (µg m^{-3})**	**(X/Na) amostra**	**(X/Na) água do mar**	**EF**
Cl^-	7,03	0,15	1,16	0,13
SO_4^{2-}	46,73	1,01	0,25	4,05
Ca^{2+}	50,13	1,08	0,038	28,64
Mg^{2+}	0,13	0,002	0,12	0,023
K^+	3,55	0,07	0,036	2,14

*Média das concentrações
Fonte: Autoria própria, 2026.

Os resultados do EF mostraram que o Mg^{2+} apresentou valores próximos da média da composição da água do mar, evidenciando a origem relacionada a contribuição marinha. Em contrapartida, o SO_4^{2-} apresentou enriquecimento (EF > 1) sugerindo a influência de formação secundária na atmosfera. O Ca^{2+} apresentou um alto enriquecimento (EF >> 1) indicando a contribuição de fontes não marinhas, em especial ressuspensão de partículas do solo. O K^+ apresentou um EF > 1 sugerindo a influência de fontes antrópicas na sua origem, como queima de biomassa.

O íon Cl^- apresentou um baixo fator de enriquecimento (EF < 1), possivelmente pela ocorrência de processos de depleção do cloro no aerossol marinho. Esse fenômeno está associado a reações heterogêneas entre o cloreto presente no aerossol marinho e espécies ácidas presentes na atmosfera, como o ácido nítrico

(HNO_3) e o ácido sulfúrico (H_2SO_4). Nestas ocasiões, o Cl^- pode ser deslocado da fase particulada e convertido em ácido clorídrico (HCl) para a fase gasosa, enquanto o sulfato e nitrato continuam associados a fase particulada, como mostrado nas equações (Eq. 5) e (Eq. 6):

$$NaCl_{(s)} + HNO_{3(g)} \rightarrow NaNO_{3(s)} + HCl_{(g)} \quad \text{(Eq. 5)}$$

$$2NaCl_{(s)} + H_2SO_{4(g)} \rightarrow Na_2SO_{4(s)} + 2HCl_{(g)} \quad \text{(Eq. 6)}$$

Desta forma, essas transformações ocasionam na substituição parcial do Cl^- por espécies de sulfato e nitrato na fase particulada, contribuindo para a redução do Cl^- no aerossol marinho e caracterizando assim o processo de depleção do cloro.

Alguns trabalhos como os de Yao e Zhang (2012) e Zhang et al. (2025) investigaram a composição iônica dos aerossóis atmosféricos e identificaram suas possíveis fontes, indicando a ocorrência de depleção de cloro em ambientes costeiros e urbanos, associando tal resultado a presença de poluentes secundários. De forma complementar, Su et al. (2022) analisaram a influência da química atmosférica e das condições meteorológicas na transformação dos aerossóis, evidenciando que a presença de espécies ácidas juntamente com altos níveis de umidade intensifica o processo de depleção.

Assim, a redução de Cl^- em relação ao Na^+ observada no fator de enriquecimento pode estar possivelmente relacionada a depleção do cloro, sugerindo a contribuição de processos secundários de transformação química na atmosfera. Desta forma, a composição iônica observada mostra que o MP_{10} da região de estudo é influenciado por uma combinação de aerossóis marinhos, ressuspensão de partículas do solo e formação de aerossóis secundários na atmosfera.

5.5.1. Relação entre a concentração de MP_{10}, variáveis meteorológicas e composição iônica

Os dados obtidos da concentração de MP_{10}, das variáveis meteorológicas e da composição iônica foram analisados utilizando o método estatístico da matriz de correlação de Pearson. Esse método estatístico tem o objetivo de avaliar a correlação entre a concentração do MP_{10}, as variáveis meteorológicas e a composição iônica. A Tabela 12 mostra a matriz de correlação gerada com dados meteorológicos, as concentrações de MP_{10} e sua composição iônica.

Tabela 12 – Matriz de correlação de Pearson entre variáveis meteorológicas, concentração e composição iônica do MP_{10}

Variável	Precipitação	Umidade	Vento	MP_{10}	NH_4^+	NO_3^-	NO_2^-	Cl^-	F^-	SO_4^{2-}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Na^+
Precipitação	1													
Umidade	0,21	1												
Vento	-0,10	**-0,61***	1											
MP_{10}	-0,43	-0,10	0,40	1										
NH_4^+	-0,25	-0,27	-0,14	-0,33	1									
NO_3^-	-0,25	-0,06	0,27	0,30	0,13	1								
NO_2^-	0,47	0,17	-0,30	-0,55	-0,07	0,18	1							
Cl^-	0,23	-0,50	0,20	-0,21	-0,26	-0,50	-0,07	1						
F^-	0,21	-0,05	-0,07	-0,28	0,00	0,01	0,52	-0,20	1					
SO_4^{2-}	-0,36	-0,25	0,50	**0,61***	-0,16	**0,76****	-0,15	-0,13	-0,43	1				
Ca^{2+}	-0,31	0,09	0,40	0,56	-0,40	0,58	-0,21	-0,18	-0,20	**0,69***	1			
Mg^{2+}	-0,46	0,02	0,36	**0,75***	-0,26	**0,76****	-0,14	-0,40	-0,27	**0,89****	**0,72****	1		
K^+	-0,23	-0,29	0,31	0,26	0,00	0,22	-0,03	0,34	-0,41	0,42	0,21	0,36	1	
Na^+	-0,48	0,00	0,39	**0,76***	-0,35	**0,71****	-0,17	-0,33	-0,23	**0,88****	**0,83****	**0,97****	0,28	1

***p < 0,05 **p < 0,01

Fonte: Autoria própria, 2026.

O vento apresentou uma correlação negativa moderada com a umidade (-0,61) indicando que em períodos mais úmidos houve uma menor intensidade de ventos. Esse comportamento sugere uma diminuição na dispersão atmosférica e um maior tempo de residência das partículas em suspensão, favorecendo a interação com o vapor d'água presente na atmosfera. Essa interação pode intensificar reações químicas em fase aquosa, que contribuem para a formação de espécies secundárias, principalmente compostos nitrogenados e sulfurados.

No estudo de Rojano, Arregocés e Restrepo (2024), o Ca^{2+} e Mg^{2+} tiveram uma correlação positiva forte (0,89), indicando que eles podem ter uma fonte de emissão em comum, tal resultado é semelhante ao encontrado neste estudo, no qual o Ca^{2+} e Mg^{2+} também apresentaram uma correlação positiva forte (0,72). Sugere-se que a ressuspensão de poeira do solo e influência marinha possam ser as responsáveis, uma vez que também foi encontrado no trabalho uma correlação forte e positiva (0,83) entre Ca^{2+} e Na^{+}.

No estudo de Rabhl et al., (2025) a correlação alta e positiva entre Mg^{2+} e Na^{+} (0,90) foi atribuída a uma predominância de aerossóis marinhos, resultado consistente com a área de estudo em zona costeira. De forma semelhante, neste trabalho também foi observado correlação forte e positiva entre esses íons (0,97), reforçando a hipótese de contribuição de aerossóis marinhos para a composição do MP_{10} na área de estudo.

Correlações positivas fortes também foram encontradas entre Na^{+} e MP_{10} (0,76), e entre Mg^{2+} e MP_{10} (0,75) indicando que o aumento da concentração de material particulado esteve associado a esses íons. Além da influência marinha, observou-se correlação forte e positiva entre o MP_{10} e SO_4^{2-} (0,61), evidenciando a participação de processos de formação secundária na composição do material particulado.

Os íons NO_3^- e SO_4^{2-} apresentaram uma correlação positiva (0,76) indicando que ambos podem ter a mesma origem de fonte emissão, como a queima de combustíveis fósseis por meio do tráfego veicular, o que é compatível com a área de estudo. A correlação positiva (0,76) de NO_3^- e Mg^{2+} sugere uma possível associação entre essas espécies na composição do material particulado, que pode estar relacionada à formação de sais de nitrato, como o nitrato de magnésio ($Mg(NO_3)_2$). De maneira semelhante, a correlação positiva (0,71) entre NO_3^- e Na^{+}, pode estar associada à formação de nitrato de sódio ($NaNO_3$), pela interação do HNO_3 com

partículas contendo Na^+, provenientes do aerossol marinho (Gibson; Hudson; Grassian, 2006).

A correlação positiva (0,89) observada entre SO_4^{2-} e Mg^{2+} indica possível contribuição de fontes ou processos comuns na formação de sulfato de magnésio ($MgSO_4$) na fase particulada. A formação de sulfato secundário pode ocorrer a partir da oxidação de SO_2 emitido principalmente na queima de combustíveis fósseis (Kawai; Yamakawa; Takahashi, 2021). A correlação entre essas espécies pode acontecer devido a interação entra a contribuição marinha e processos de formação, considerando que Mg^{2+} apresenta origem marinha, ou através da transformação de sulfatos na atmosfera.

Os íons SO_4^{2-} e Na^+ também apresentaram correlação positiva (0,88), sugerindo uma associação entre essas espécies podendo estar relacionada à presença de sulfato de sódio (Na_2SO_4) na fase particulada. A associação entre essas espécies pode resultar da interação entre o Na^+ originado de aerossol marinho com espécies de enxofre presentes na atmosfera, ou a partir de processos de transformação química do aerossol.

A correlação moderada entre Ca^{2+} e SO_4^{2-} (0,69) indica uma provável associação entre essas espécies, compatível com a presença de sulfato de cálcio ($CaSO_4$) no MP_{10}. A contribuição de fontes minerais e a ressuspensão de partículas do solo, associadas a construção civil, favoreceu a emissão de Ca^{2+} e sua interação com espécies de SO_2. As correlações fortes observadas entre Na+ e SO_4^{2-} (0,89), e entre Mg2+ e SO_4^{2-} (0,88) podem estar relacionadas a presença de sulfato de sódio (Na_2SO_4) e sulfato de magnésio ($MgSO_4$), associados a partir da interação entre aerossol marinho e espécies de enxofre presentes na atmosfera.

A fim de complementar a análise, foi aplicada a correlação de Spearman apresentada na Tabela 13. Diferente da correlação de Pearson, que avalia relações lineares, a correlação de Spearman se baseia na ordenação dos dados, sendo menos sensível a valores extremos.

Tabela 13 – Coeficientes de correlação de Spearman entre íons, concentração de MP_{10} e variáveis meteorológicas.

Variável	Precipitação	Umidade	Vento	MP_{10}	NH_4^+	NO_3^-	NO_2^-	Cl^-	F^-	SO_4^{2-}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Na^+
Precipitação	1													
Umidade	0,30	1												
Vento	-0,10	**-0,69***	1											
MP_{10}	-0,20	-0,14	0,37	1										
NH_4^+	-0,007	-0,07	-0,42	-0,23	1									
NO_3^-	-0,33	-0,25	0,03	-0,18	-0,13	1								
NO_2^-	0,21	0,29	-0,52	-0,55	0,11	0,22	1							
Cl^-	0,52	0,35	0,04	-0,08	-0,28	**-0,58***	0,00	1						
F^-	0,27	-0,10	-0,27	-0,30	0,06	0,08	**0,63***	0,06	1					
SO_4^{2-}	-0,35	-0,47	0,51	-0,07	-0,33	**0,70***	-0,15	-0,20	-0,21	1				
Ca^{2+}	-0,14	0,07	0,29	0,50	-0,46	0,36	-0,26	0,007	-0,16	0,48	1			
Mg^{2+}	-0,27	-0,09	0,22	-0,21	-0,54	**0,75****	0,24	-0,25	-0,06	**0,60***	0,23	1		
K^+	-0,30	-0,12	0,34	0,24	-0,29	0,21	0,06	0,15	-0,31	0,38	0,21	0,46	1	
Na^+	-0,46	-0,29	0,29	0,14	-0,38	**0,68***	0,07	-0,11	-0,09	**0,77****	0,49	**0,65***	**0,75****	1

***p < 0,05 **p < 0,01

Fonte: Autoria própria, 2026.

Os resultados obtidos pela correlação de Spearman foram consistentes com os observados na correlação de Pearson. Correlações fortes como, Umidade x Vento, NO_3^- x SO_4^{2-}, NO_3^- x Mg^{2+}, NO_3^- x Na^+, SO_4^{2-} x Mg^{2+}, SO_4^{2-} x Na^+ e Mg^{2+} x Na^+ foram mantidas em ambos os métodos, evidenciando a relação entre esses íons e indicando fontes ou processos em comum.

Entretanto, foram observadas algumas diferenças, como a correlação negativa significativa ($r = -0,58$; $p < 0,05$) entre NO_3^- e Cl^-, que indica uma possível depleção de cloro, onde o cloreto é substituído por nitrato na matriz particulada (Yao; Zhang 2012; Zhang et al. 2025). A correlação positiva moderada (0,52) do íon Cl^- com a precipitação, reforça a influência das condições meteorológicas no processo de transformação química dos aerossóis, pois em condições de maior umidade e precipitação o cloreto presente no aerossol marinho pode reagir com espécies ácidas (HNO_3 e H_2SO_4) ocasionando na liberação de HCl na forma gasosa e a formação de sulfatos e nitratos na fase particulada (Su et al., 2022).

O íon NO_2^- apresentou correlação positiva significativa com F^- ($r = 0,63$; $p < 0,05$), sugerindo possivelmente uma associação com fontes antrópicas específicas, enquanto a baixa correlação com os demais íons indica um comportamento independente.

A correlação positiva significativa observada entre o K^+ e o Na^+ ($r = 0,75$; $p < 0,01$) sugere que esses íons podem estar sendo influenciados por processos comuns de transporte (vento) e atuação conjunta de mistura de fontes. O íon Na^+ é reconhecido como marcador de aerossol marinho, enquanto o K^+ apresenta uma origem diversa, como queima de biomassa ou ressuspensão do solo.

Além das associações identificadas, destaca-se que Aracaju apresenta um clima tropical litorâneo caracterizado por baixa amplitude térmica ao longo do ano, com médias mensais de temperatura variando entre 24,9°C e 28,3°C, e umidade relativa permanecendo acima de 60% em todos os meses. Essa reduzida variabilidade sazonal dos parâmetros climáticos atribui uma relativa homogeneidade à atmosfera local ao longo do ano.

Essa estabilidade climatológica reflete diretamente nas matrizes estatísticas (Tabelas 11 e 12), nas quais observa-se a ausência de correlações forte ou estatisticamente significativas entre as variáveis meteorológicas e as concentrações dos íons solúveis. A falta de oscilações meteorológicas extremas evidencia que a

variabilidade iônica do MP_{10} em Aracaju é influenciada principalmente pelo transporte contínuo de ventos e pela coexistência de múltiplas fontes de emissão (ressuspensão de poeira do solo, aerossol marinho e emissões antrópicas locais), vinculada a processos de transformação química secundária.

5.5.2. Análise multivariada

5.5.2.1. Análise de Componentes Principais

A PCA foi utilizada para identificar possíveis processos e fontes que influenciam a composição do MP_{10}. Foi construída uma matriz de dados (n x p), onde n é o número de amostras (30) e p o número de variáveis (10) utilizadas que foram os íons NH_4^+, NO_3^-, NO_2^-, Cl^-, F^-, SO_4^{2-}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+ e Na^+. A adequação da matriz para a análise multivariada foi previamente confirmada pelo teste de Bartlett e pelo índice de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO).

Baseado no critério de Kaiser (autovalores maiores que 1,0), quatro componentes principais (PC1 a PC4) foram extraídas, explicando conjuntamente 75,8% da variância total acumulada dos dados. Na Tabela 14 é apresentado os autovalores, a porcentagem de variância explicada por componente e as respectivas cargas fatoriais (loadings) de cada íon.

Tabela 14 – Análise de componentes principais da composição iônica do MP_{10}.

Variáveis	PC1	PC2	PC3	PC4
NH_4^+	-0,144	-0,359	**0,768**	0,053
NO_3^-	**0,915**	0,080	0,117	-0,027
NO_2^-	-0,111	0,071	0,215	**-0,808**
Cl^-	**0,826**	-0,094	-0,082	0,004
F^-	-0,217	0,125	0,215	**0,781**
SO_4^{2-}	0,105	**0,759**	-0,002	-0,223
Ca^{2+}	-0,314	**0,752**	-0,196	0,276
Mg^{2+}	0,031	0,103	**0,902**	-0,064
K^+	**0,817**	0,097	-0,136	-0,085
Na^+	0,139	**0,922**	-0,021	0,107
Autovalores	2,40	2,18	1,58	1,42
Variância explicada (%)	24,0	21,8	15,8	14,2
Variância acumulada (%)	24,0	45,8	61,6	75,8

Fonte: Autoria própria, 2026.

A primeira componente principal (PC1) respondeu 24,0% da variância total apresentou cargas fatoriais elevadas e positivas para os íons NO_3^- (0,915), Cl^- (0,826) e K^+ (0,817). A forte contribuição do NO_3^-, indica a formação de aerossóis secundários relacionados a emissões de dióxido de nitrogênio (NO_2). A presença de Cl^- sugere a depleção do cloro devido a interação com ácidos da atmosfera, enquanto K^+ está associado a fontes antrópicas, como queima de biomassa. Silva et al. (2026) encontraram em amostras de $MP_{2,5}$ coletados em áreas urbanas do Rio de Janeiro, altos níveis de nitrato e amônio, indicando uma forte influência veicular decorrente da combustão de combustíveis fósseis.

A segunda componente principal (PC2) explicou 21,8% da variância total (acumulando 45,8%), com cargas expressivas para Na^+ (0,922), SO_4^{2-} (0,759) e Ca^{2+} (0,752). Essa componente caracteriza uma fonte mista costeira e crustal, combinando as contribuições fortes dos íons, Na^+ associado tipicamente a aerossóis marinhos, com a ressuspensão de poeira do solo e poeira civil (Ca^{2+}), o que é compatível com a localização costeira da área de estudo. A forte presença de SO_4^{2-} indica também a contribuição de processos de formação secundária na atmosfera, sugerindo uma mistura entre as fontes naturais e processos atmosféricos.

No estudo de Long et al., (2026) os autores utilizaram PCA nos resultados de íons inorgânicos solúveis em água em amostras de $MP_{2,5}$ para analisar as possíveis fontes de emissão. No trabalho foi encontrada uma contribuição de 20,4% do fator 3, predominado pelos íons Na^+ e Mg^{2+}, em que os autores atribuíram que essa concentração indicava a influência de fontes marinhas.

A terceira componente principal (PC3) responsável por 15,8% da variância (acumulando 61,6%), apresentou cargas elevadas para Mg^{2+} (0,902) e NH_4^+ (0,768). O Mg^{2+} reforça a influência de aerossóis marinhos, enquanto o NH_4^+ está ligado a formação de aerossóis secundários. A quarta componente principal (PC4) respondeu por 14,2% da variância (acumulando 75,8%), sendo caracterizada pela carga negativa de NO_2^- (-0,808) e carga positiva de F^- (0,781). O íon NO_2^- reflete a formação de aerossóis secundários associados a emissão de NOx, enquanto o íon F^- sugere a atuação de ações antrópicas como indústrias.

A análise dos biplots do gráfico de pesos (Loadings) das variáveis da PCA destacou a formação de grupos de variáveis, indicando diferentes fontes e processos

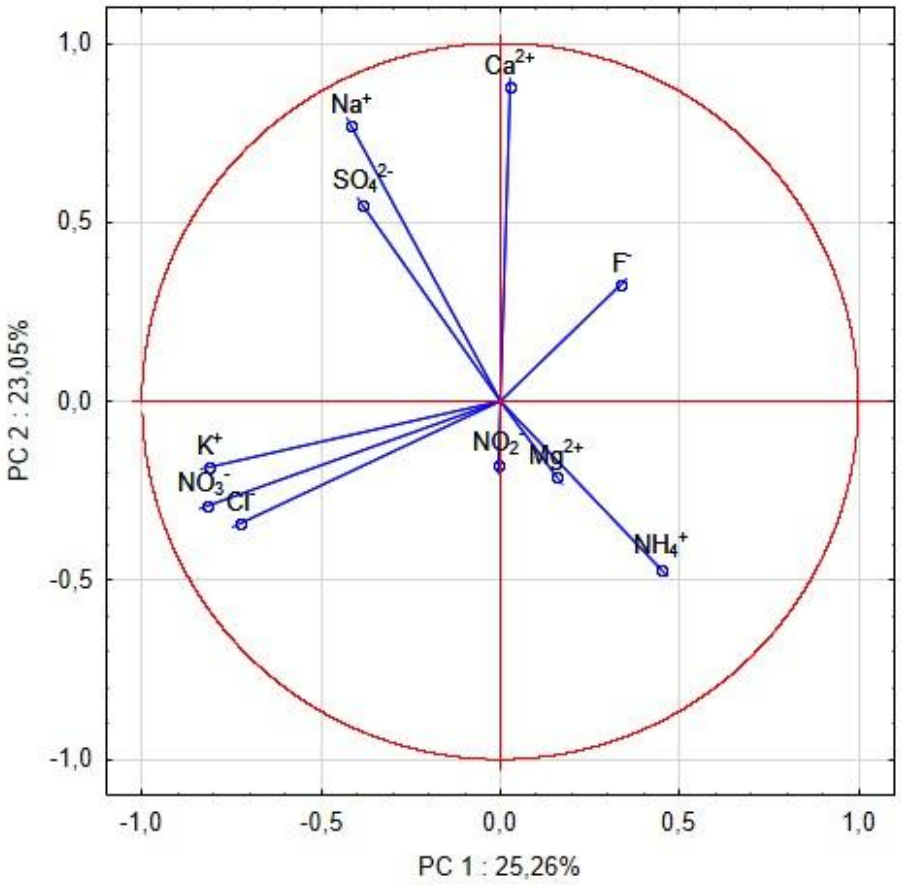
na composição do MP_{10}. No plano formado por PC1 e PC2 (Figura 13) observou-se dois agrupamentos distintos.

O grupo formado pelos íons Na^+, Ca^{2+} e SO_4^{2-} agrupa traçadores de origem marinha e mineral com produtos de oxidação de enxofre. A associação entre Ca^{2+} e SO_4^{2-} sugere a presença de materiais de construção (como calcita e cimento) utilizados nas obras urbanas no DIA em 2013, que interagem com o SO2 atmosférico.

Em contrapartida, o segundo grupo formado pelos íons K^+, NO_3^- e Cl^-, reúne marcadores de emissão antrópica/queima de biomassa e processos secundários. O íon K^+ pode estar relacionado tanto a queimas de biomassa quanto a ressuspensão do solo, enquanto o comportamento conjunto de NO_3^- e Cl^- reforça o diagnóstico de depleção do cloro, onde o cloreto do aerossol marinho é gradualmente substituído por nitrato na fase particulada.

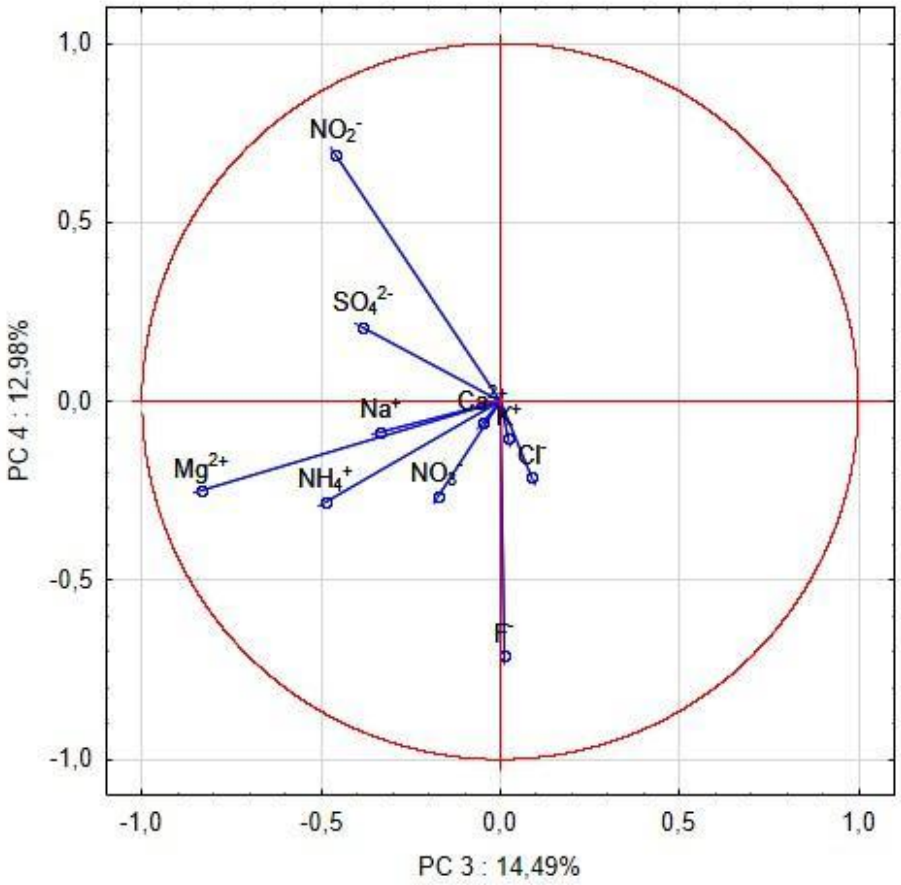
No plano formado por PC3 e PC4 (Figura 14) os íons NO_2^- e SO_4^{2-} apresentaram comportamento semelhante, indicando possivelmente influência de processos relacionados à transformação química para formação de aerossol secundário. Os íons NH_4^+ e Mg^{2+} tiveram uma associação moderada, sugerindo uma variação conjunta em algumas amostras, enquanto o íon F^- apresentou uma distribuição isolada, com direção distinta indicando um comportamento independente ou uma possível fonte antrópica específica.

Figura 13 – Biplot da análise de componentes principais (PCA) para a PC1 vs PC2 evidenciando agrupamento dos íons solúveis em água presentes no MP_{10}.



Fonte: Autoria própria (2026)

Figura 14 – Biplot da análise de componentes principais (PCA) para os fatores 3 e 4 mostrando o comportamento dos íons solúveis em água no MP_{10}.



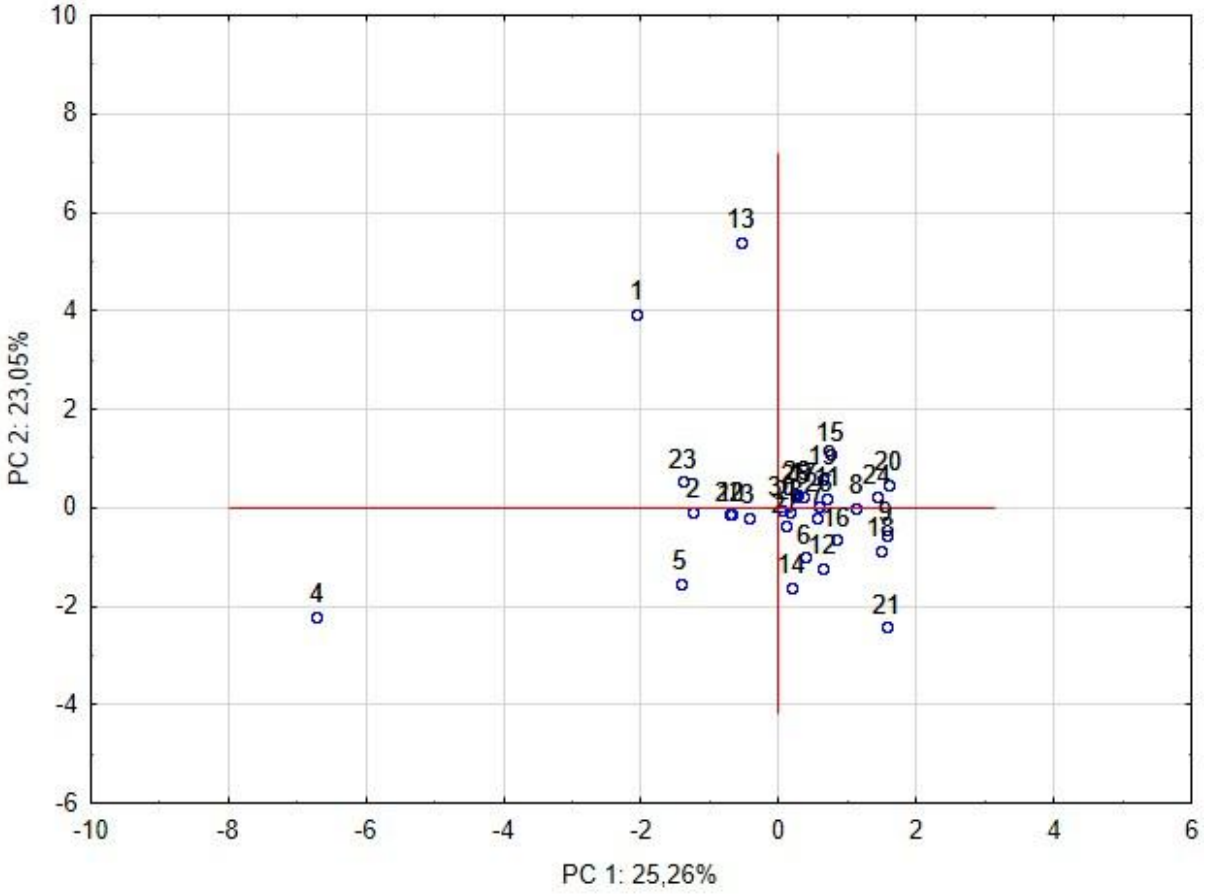
Fonte: Autoria própria (2026)

A análise dos gráficos de escores (Scores) PC 1 x PC 2 (Figura 15) e PC3 x PC4 (Figura 16) evidenciaram que a maioria das amostras se encontram aglomerada próxima a região central. Essa distribuição centralizada indica que a homogeneidade sazonal da atmosfera de Aracaju, onde a composição do MP_{10} é influenciada pela mistura de aerossol marinho, aerossóis secundários e poeira mineral.

Observando o gráfico de escore é possível perceber o comportamento distinto de algumas amostras em relação ao conjunto principal. As amostras 1, 4 e 13 se distanciaram do agrupamento principal no plano PC1 x PC2, sugerindo a ocorrência de condições atmosféricas específicas ou variações locais na velocidade do vento.

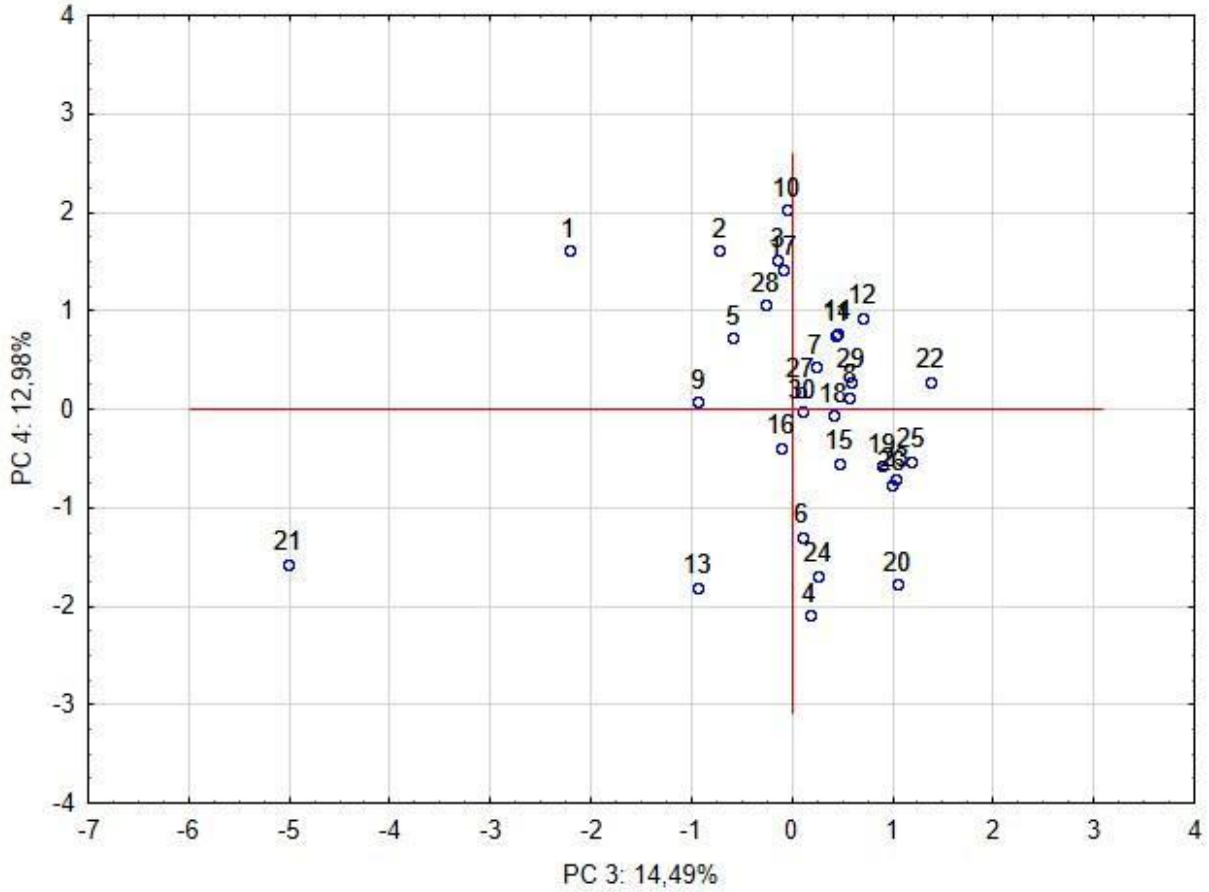
A amostra 1 apresentou um comportamento diferenciado, relacionado principalmente a componente PC4 positivo, indicando um pico específico na concentração de F^-. A amostra 21, posicionou-se na região negativa de PC3 e PC4, apresentando uma menor influência de NH_4^+ e Mg^{2+} e uma maior associação relativa com o NO_2^-.

Figura 15 – Gráfico de escores da PCA evidenciando a distribuição das amostras de MP_{10} em função dos fatores principais.



Fonte: Autoria própria (2026)

Figura 16 – Gráfico de escores da PCA mostrando a distribuição das amostras de MP_{10}.



Fonte: Autoria própria (2026)

Desta forma, a PCA confirmou que o MP_{10} na área de estudo possui caráter misto e multifatorial, como resultado da interação entre fontes marinhas, poeira mineral, fontes antrópicas e processos de formação secundária. Tais resultados estão de acordo com as análises da composição iônica e fator de enriquecimento, evidenciando a influência de fatores mistos na dinâmica do material particulado.

6. Conclusão

A composição iônica do MP_{10} mostrou uma predominância dos íons Na^+, SO_4^2 e Ca^{2+} sugerindo a influência conjunta de aerossol marinho, ressuspensão de partículas do solo e formação de aerossóis secundários na atmosfera, destacando o caráter multifuncional da poluição atmosférica da região, com interação de diferentes fontes naturais e antrópicas, além de processos atmosféricos associados a formação, dispersão e transformação.

A evidência de processos de transformação química, como a depleção do cloro, indica que o material particulado da região de estudo não reflete apenas emissões diretas, como também reações químicas que alteram a sua composição. Este aspecto é relevante em áreas urbanas próximas a regiões costeiras, pois ocorre a interação entre o aerossol marinho e poluentes atmosféricos provenientes da influência antrópica, intensificando a formação de espécies secundárias.

A análise das condições meteorológicas mostrou-se importante para o entendimento da dinâmica dos íons, quanto a influência dessas ações no transporte, transformação e remoção das espécies químicas. A umidade e a precipitação contribuíram nos processos de formação secundária e na deposição úmida, enquanto a velocidade do vento influenciou no transporte e na ressuspensão de partículas minerais do solo. Esses fatores reforçam a importância da variabilidade meteorológica nas características da qualidade do ar.

Desta forma, os resultados do estudo apontam o caráter misto e multifatorial da poluição atmosférica em Aracaju, integrando fontes naturais, emissões antrópicas e transformações químicas secundárias. Este diagnóstico integrado fornece subsídios científicos e metodológicos essenciais para apoiar órgãos ambientais estaduais na elaboração de planos de gestão da qualidade do ar.

7. REFERÊNCIAS

ABREU, N. L*., et al*. Mudanças de uso da terra e emissão de gases de efeito estufa: uma explanação sobre os principais drivers de emissão. **Ciência Animal Brasileira**, v. 25, 2024. DOI: https://doi.org/10.1590/1809-6891v25e-77646P

ADDO, P. W., *et al*. Microwave- and Ultrasound-Assisted Extraction of Cannabinoids and Terpenes from Cannabis Using Response Surface Methodology. **Molecules**, v. 27, n. 24, 2022. DOI: https://doi.org/10.3390/molecules27248803

AGARWAL, A., *et al*. Seasonal and spatial variability of secondary inorganic aerosols in PM2.5 at Agra: Source apportionment through receptor models. **Chemosphere**, v. 242, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125132

AN, Q., *et al.* Characteristics of Water-Soluble Inorganic Ions and their Impacts on PM2.5 Pollution Events in Mianyang, Southwest China. **Pollution Journal Environment.** Stud. v. 35, n. 6, p. 5483-5494, 2023. DOI: https://doi.org/10.15244/pjoes/169837

AUGUSTIN, P. et al. Impact of sea breeze dynamics on atmospheric pollutants and their toxicity in industrial and urban coastal environments. **Remote Sensing**, v. 12, n. 4, 2020. DOI: https://doi.org/10.3390/rs12040648

BAHIA, P. V. B., *et al*. Multivariate optimization of a green procedure for determination of emerging polycyclic aromatic nitrogen heterocycles in PM2.5 from sites with different characteristics. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 415, p. 6177-6189, 2023. DOI: https://doi.org/10.1007/s00216-023-04889-z

BAHIA, P. V. B., *et al*. Quantification of polycyclic aromatic sulfur heterocycles in fine airborne urban particles (PM2.5) after multivariate optimization of a green procedure. **Science of the Total Environment**, v. 898, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165465

BAMOTRA, S., *et al*. Variations in the concentration, source activity, and atmospheric processing of PM2.5-associated water-soluble ionic species over Jammu, India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 194, n. 601, 2022. DOI: https://doi.org/10.1007/s10661-022-10249-8

BAUMBACH, M. de O., BRUSCHE, N. Condições Atmosféricas que Favorecem a Concentração de Poluentes no Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 2, p. 269-278, 2018. DOI: https://dx.doi.org/10.1590/0102-7786332006

BERINGUI, K., *et al*. Avaliação da concentração e composição inorgânica do material particulado coletado no Estado do Rio de Janeiro. **Química Nova**, vol. 44, n. 6, p. 737-754, 2021. DOI: https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170717

BERNARDINO, A. D., *et al*. Impact of synoptic meteorological conditions on air quality in three different case studies in Rome, Italy. **Atmospheric Pollution Research**, v. 12, p. 76-88, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apr.2021.02.019

BEZERRA, M. A., *et al*. Simultaneous optimization of multiple responses and its application in Analytical Chemistry – A review. **Talanta**, v. 194, p. 941–959, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.talanta.2018.10.088

BIRIM, N. C., *et al*. The Influence of Meteorological Parameters on MP10: A Statistical Analysis of an Urban and Rural Environment in Izmir/Turkiye. **Atmosphere**, n. 421, v. 14, 2023. DOI: https://doi.org/10.3390/atmos14030421

BRASIL – Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) – NBR 9547. Material particulado em suspensão no ar ambiente – Determinação da concentração total pelo método do amostrador de grande volume, 1-13, 1997.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 506, de 5 de julho de 2024**. Estabelece os padrões nacionais de qualidade do ar e fornece diretrizes para sua aplicação. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 9 jul. 2024. Seção 1, p. 133.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 491, de 19 de novembro de 2018**. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar. Diário Oficial da União, Brasília, 21 nov. 2018.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 513, de 7 de abril de 2026**. Reestrutura o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 9 abr. 2026. Seção 1, p. 84.

BRASIL. **Lei nº 14.850, de 2 de maio de 2024**. Institui a Política Nacional de Qualidade do Ar. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 3 maio 2024.

BRASIL. **Lei nº 11.733, de 27 de março de 1995**. Institui o Programa de Inspeção e Manutenção de Veículos em Uso no Município de São Paulo. Diário Oficial da Cidade de São Paulo, São Paulo, 28 mar. 1995.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Guia técnico para o monitoramento e avaliação da qualidade do ar.** Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2020.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. **Relatório anual de acompanhamento da qualidade do ar: 2025.** Brasília, DF: MMA, 2026. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/qualidade-ambiental-e-meio-ambiente-urbano/relatorio-anual-qualidade-do-ar-2025.pdf. Acesso em: 27 ago. 2026.

BRASIL. **Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE)**. Instituído pela Resolução CONAMA nº 18, de 6 de maio de 1986.

BRITO, P. H. F.; ARAÚJO, R. S.; SILVA, G. M. M. Composição Química do Material Particulado Atmosférico: Uma Revisão de Literatura. **HOLOS**, vol. 3, p. 62-74, 2018. DOI: https://doi.org/10.15628%2Fholos.2018.4648

CASTELHANO, F. Análise da dinâmica dos ventos em Aracaju/Sergipe. **Revista OKARA: Geografia em debate**, v. 16, n. 1, p. 125-135, 2022.

CHENG, B., *et al.* Water-soluble ions and source apportionment of $PM_{2.5}$ depending on synoptic weather patterns in an urban environment in spring dust season. **Scientific Reports***,* v. 12, 2022. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-022-26615-y

CHIANESE, E., *et al.* Particulate Matter Ionic and Elemental Composition during the Winter Season: A Comparative Study among Rural, Urban and Remote Sites in

Southern Italy. **Atmosphere**, v. 13, n. 2, p. 356, 20 fev. 2022. DOI: https://doi.org/10.3390/atmos13020356

COLLINS, C. H.; BRAGA, G. L.; BONATO, P. S. **Introdução a Métodos Cromatográficos**. 7ª ed. Campinas, SP: Editora da UNICAMP, 2006.

CORÁ, B.; LEIRIÃO, L. F. L.; MIRAGLIA, S. G. E. K. Impact of Air Pollution on Public Health in High Industrialized Municipalities in the state of São Paulo. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 55, n. 4, p. 498-509, 2020. DOI: https://doi.org/10.5327/Z2176-947820200671

ELEFTHERIADIS, K., et al. Influence of local and regional sources on the observed spatial and temporal variability of size resolved atmospheric aerosol mass concentrations and water-soluble species in the Athens metropolitan area. **Atmospheric Environment**, v. 97, p. 252-261, 2014. DOI: https://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.08.013

EMEKWURU, N.; EJOHWOMU, O. Temperature, Humidity and Air Pollution Relationships during a Period of Rainy and Dry Seasons in Lagos, West Africa. **Climate**, v. 11, n. 5, p. 113, 21 maio 2023. DOI: https://doi.org/10.3390/cli11050113

ESPÍNDOLA, I. B.; RIBEIRO, W. C. Cidades e mudanças climáticas: desafios para os planos diretores municipais brasileiros. **Caderno Metropolitano**, São Paulo, v. 22, n. 48, p. 365-395, 2020. DOI: https://dx.doi.org/10.1590/2236-9996.2020-4802

FEITOSA, Cid Olival. Os impactos da industrialização no desenvolvimento urbano de Sergipe. In: **Economia Sergipana**. [S.l.]: Universidade de Málaga / Eumed, 2013. Disponível em: https://www.eumed.net/libros-gratis/2013/1244/impactos-industrializazao-desenvolvimento-urbano-sergipe.html. Acesso em: 25 jun. 2026.

FERNANDES, T.; HACON, S de S.; NOVAIS, J. W. Z. Mudanças Climáticas, Poluição do Ar e Repercussões na Saúde Humana: Revisão Sistemática. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 28, p. 138-164, 2021. DOI: dx.doi.org/10.5380

FERREIRA, S. L. C. **Introdução às Técnicas de Planejamento de Experimentos**. Editora Vento Leste, 1ª ed. Salvador-Ba, 2015.

FERREIRA, R. S., *et al*. Multivariate Optimization of Extraction Variables of PAH in Particulate Matter (MP10) in Indoor/Outdoor Air at Campos dos Goytacazes, Brazil. **Journal Brazilian Chemistry Society**, v. 32, n. 3, p. 618-625, 2021. DOI: https://doi.org/10.21577/0103-5053.20200216

FONTENELE, A. P. G.; PEDROTTI, J. J.; FORNARO, A. Avaliação de metais traços e íons majoritários em águas de chuva na cidade de São Paulo. **Química Nova**, v. 32, n. 4, p. 839-844, 2009.

GIBSON, E. R.; HUDSON, P. K.; GRASSIAN, V. H. Physicochemical Properties of Nitrate Aerosols: Implications for the Atmosphere. **Journal Physical Chemistry**, v. 10, n. 42, p. 11785-11799, 2006.

GIODA, A., *et al*. Chemical composition, sources, solubility, and transport of aerosol trace elements in a tropical region. **Journal of Environmental Monitoring**., v. 13, p. 2134-2142, 2011. DOI: https://10.1039/c1em10240k

GODOY, M. L. D. P., *et al*. Coarse and fine aerosol source apportionment in Rio de Janeiro, Brazil. **Atmospheric Environment**, v. 43, p. 2366-2374, 2009.

GOVERNO DO ESTADO DE SERGIPE. Sedetec inicia discussões sobre futuro da área que engloba o Distrito Industrial de Aracaju. Aracaju: Governo de Sergipe, 12 maio 2011. Disponível em: https://www.se.gov.br/noticias/desenvolvimento/sedetec-inicia-discussoes-sobre-futuro-da-area-que-engloba-o-distrito-industrial-de-aracaju. Acesso em: 20 abr. 2026.

GUO, Q., KUI C., GUOJIE X. Characteristics and Sources of Water-Soluble Inorganic Ions in $PM_{2.5}$ in Urban Nanjing, China. **Atmosphere***,* v. 14, n. 1, 2023. DOI: https://doi.org/10.3390/atmos14010135

GUO, Z., *et al.* In situ measurement evidence of selective aqueous-phase formation of ammonium, nitrate, and sulfate in clouds. **Atmospheric Research**, v. 330, 2025. DOI: https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2025.108514

HABEEBULLAH, T. M., *et al.* Analysis and Sources Identification of Atmospheric MP10 and Its Cation and Anion Contents in Makkah, Saudi Arabia. **Atmosphere**, v. 13, n. 1, 2022. DOI: https://doi.org/10.3390/atmos13010087

HAN, G., *et al*. Characterization and source apportionment of water-soluble ion pollution in MP10 of typical cities in northern China. **IScience**, v. 27, october, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.isci.2024.110891

HAO, H., *et al*. $PM_{2.5}$ concentrations based on near-surface visibility in the Northern Hemisphere from 1959 to 2022. **Earth System Science Data**, v. 16, p. 4051–4076, 2024. DOI: https://doi.org/10.5194/essd-16-4051-2024

HUANG, A., et al. A comprehensive attribution analysis of PM2.5 in typical industrial cities during the winter of 2016–2018: Effect of meteorology and emission reduction. **Atmospheric Research**, v. 299, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2023.107181

IBAMA – **Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.** *Manual PROCONVE-PROMOT (Português).* 3. ed. Brasília: Ibama, 2011. (Coleção Meio Ambiente). Disponível em: https://www.ibama.gov.br/phocadownload/veiculosautomotores/manual_proconve%20promot_portugues.pdf. Acesso em: 02 jul. 2026.

IBGE – **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.** Cidades: Aracaju – SE: panorama. Rio de Janeiro: IBGE, 2025. Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/se/aracaju/panorama. Acesso em: 8 abr. 2026.

INMET – **Instituto Nacional de Meteorologia**. Tabela de estações meteorológicas — A409. Brasília: INMET. Disponível em: https://tempo.inmet.gov.br/TabelaEstacoes/A409. Acesso em: 12 jun. 2026.

IPCC – INTERGOVERNAMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Climate change: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, p. 996, 2007.

ISLAM, A., *et al*. Impact of urban green spaces on air quality: A study of MP10 reduction across diverse climates. **Science of the Total Environment**, v. 955, dez, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176770

ISLAM, N., *et al*. Spatio-temporal Variation of Meteorological Influence on PM2.5 and MP10 over Major Urban Cities of Bangladesh. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 23, n.1, 2023. DOI: https://doi.org/10.4209/aaqr.220082

JAYARAMAN, G.; KUMARI, S.; GOEL, M. Seasonal variation and dependence on meteorological condition of roadside suspended particles/pollutants at Delhi. **Environmental Science**, v. 2, n. 2, p. 130–138, 2007.

JUDA-REZLER, K., *et al*. Characterization of atmospheric PM2.5 sources at a Central European urban background site. **Science of the Total Environment**, v. 713, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136729

JUNIOR, A. R.; NORTON, S. R.; ASSIS, W. L. de. Revisão bibliográfica dos efeitos da poluição do ar sobre a saúde humana: breve análise crítica da atual legislação brasileira sobre os padrões de qualidade do ar. **Caderno do Leste**, v. 21, n. 21, 2021. DOI: https://doi.org/10.29327/248949.21.21-1

KARTHIKEYAN, S., BALASUBRAMANIAN, R. Determination of water-soluble inorganic and organic species in atmospheric fine particulate matter. **Microchemical Journal**, v. 82, n. 1, p. 49-55, 2006. DOI: https://10.1016/j.microc.2005.07.003

KAUSHAL, D., *et al*. Particulate bound polycyclic aromatic hydrocarbons over Dhauladhar region of the north-western Himalayas. **Chemosphere**, v. 263, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128298

KAWAI, T.; YAMAKAWA, Y.; TAKAHASHI, Y. Speciation of Magnesium in Aerosols Using X-ray Absorption Near-Edge Structure Related to Its Contribution to Neutralization Reactions in the Atmosphere. **Atmosphere**, v. 12, n. 5, 2021. DOI: https://doi.org/10.3390/atmos12050586

KOZAKI, D., *et al*. Implementation of a conductivity cell electrode as an ion chromatography detector. **Analytical Methods**, v. 14, n. 9, p. 957-961, mar, 2022. DOI: https://doi.org/10.1039%2Fd1ay01974k

KRUG, Francisco José. **Métodos de preparo de amostras para análise elementar**. 2ª ed. São Paulo: EditSBQ - Sociedade Brasileira de Química, 2019.

KUMAR, N., RANJAN, P., SUMAN. Seasonal trend analysis and influence of meteorological factors on the concentration of atmospheric pollutants in an urban area. **Journal of Air Pollution and Health**, v. 9, n. 4, p. 493-508, 2024.

LAKRA, K., AVISHEK, K. Influence of meteorological variables and air pollutants on fog/smog formation in seven major cities of Indo-Gangetic Plain. **Environmental**

Monitoring and Assessment, v. 196, n. 6, mai, 2024. DOI: https://doi.org/10.1007/s10661-024-12662-7

LIMA, J. R., *et al*. Avaliação da poluição atmosférica na área do distrito industrial de Maracanaú (CE), Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 3, maio-jun, p. 521-530, 2020. DOI: https://doi.org/10.1590%2FS1413-41522020175292

LIU, J., *et al*. Structure Analysis of the Sea Breeze Based on Doppler Lidar and Its Impact on Pollutants. **Remote Sensing**, v. 14, v. 2, 2022. DOI: https://doi.org/10.3390/rs14020324

LONG, Y., *et al*. Regional heterogeneity in the formation mechanisms of secondary inorganic ions in atmospheric PM2.5 during summer heatwave episodes. **Atmospheric Pollution Research**, 2026. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apr.2026.102928

MAHAPATRA, P. S., *et al*. Seasonal progression of atmospheric particulate matter over an urban coastal region in peninsular India: Role of local meteorology and long-range transport. **Atmospheric Research**, v. 199, p. 145–158, jan. 2018. DOI: https://dx.doi.org/10.1016/j.atmosres.2017.09.001

MAIA, P. D., *et al.* Assessment of atmospheric particulate matter (MP10) in Central Brazil: Chemical and morphological aspects. **Atmospheric Pollution Research**, v. 13, n. 4, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apr.2022.101362

MATEUS, V. L., *et al*. Study of the chemical composition of particulate matter from the Rio de Janeiro metropolitan region, Brazil, by inductively coupled plasma-mass spectrometry and optical emission spectrometry. **Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy**, v. 86, p. 131-136, 2013. DOI: https://dx.doi.org/10.1016/j.sab.2013.03.003

MATTEI, T. F.; CUNHA, M. S. da. Emissão de gases do efeito estufa no Brasil: análise de curto e longo prazo. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 14, n. 4, p. 956-967, 2021. DOI: https://10.17765/2176-9168.2021v14n4e8809

MEDEIROS, D. C. C. da S., *et al*. Fast and effective simultaneous determination of metals in soil samples by ultrasound-assisted extraction and flame atomic absorption spectrometry: assessment of trace elements contamination in agricultural and native forest soils from Paraná - Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 11, 2020. DOI: https://doi.org/10.1007/s10661-020-8065-0

MENDES, M. K. de A., *et al*. Application of experimental design as a statistical approach to recover bioactive peptides from different food sources. **Food Science and Biotechnology,** v. 33, p. 1559-1583, mar. 2024. DOI: https://doi.org/10.1007/s10068-024-01540-0

MERTOGLU, E., AMANTH, H.D.; FLORES-RANGEL, R.M. Chemical characterization of water-soluble ions in highly time-resolved atmospheric fine particles in Istanbul megacity. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, p. 76456–76471, 2022. DOI: https://doi.org/10.1007/s11356-022-21300-z

MICHALSKI, R., KONCZYK, J. Ion Chromatography and Related Techniques in Carbohydrate Analysis: A Review. **Molecules**, v. 29, n. 14, jul. 2024. DOI: https://doi.org/10.3390/molecules29143413

MORAES *et al*. Determinação de fósforo biodisponível em rações de peixes utilizando extração assistida por ultra-som e espectrofotometria no visível. **Química Nova**, vol. 32, n. 4, p. 923-927, 2009.

NAÇÕES UNIDAS BRASIL. Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. **Nações Unidas Brasil**. Disponível em: https://brasil.un.org/pt-br/sdgs. Acesso em: 05 mar. 2026.

OCHSENKUHN, K. M., *et al*. Ion chromatographic and spectrometric determination of water-soluble compounds in airborne particulates, and their correlations in an industrial area in Attica, Greece. **Microchimica Acta**, v. 160, n.4, p.485-492, 2008. DOI: https://10.1007/s00604-007-0830-z

ORMANOVA, G., *et al*. Chemical characterization and source apportionment of atmospheric fine particulate matter (PM2.5) at an urban site in Astana, Kazakhstan. **Atmospheric Pollution Research**, v. 16, n. 1, jan. 2025. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apr.2024.102324

OZDEMIR, M., et al. A Review of Ultrasound-Assisted Extraction of Bioactive Compounds from Coffee Waste. **GIDA 50**, p. 56-73, 2025. DOI: https://doi.org/10.15237/gida.GD24094

PENA-PEREIRA, F., WOJNOWSKI, W., TOBISZEWSKI, M. AGREE - Analytical GREEnness Metric Approach and Software. **Analytical Chemistry**, v. 92, p. 10076-10082, 2020. DOI: https://doi.org/10.1021/acs.analchem.0c01887

PÉREZ, R. A., ALBERO B. Ultrasound-assisted extraction methods for the determination of organic contaminants in solid and liquid samples. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 166, set. 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.trac.2023.117204

PESSOA, J. O., *et al.* Aplicação do Método Análise de Tendência Inovadora (ITA) para detecção de tendências da precipitação anual e sazonal na Região Metropolitana do Recife. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 16, n. 6, p. 2958-2977, 2023.

QUEIROZ, M. T. A., *et al.* Aspectos da poluição atmosférica: análise da qualidade do ar em Coronel Fabriciano e Timóteo, MG, Brasil. **Revista Gestão Industrial**, v. 16, n. 1, p. 204-223, 2020. DOI: https://dx.doi.org/10.3895/gi.v16n1.11768

QUIJANO, M. F. C., *et al.* Exploratory and comparative analysis of the morphology and chemical composition of PM2.5 from regions with different socioeconomic characteristics. **Microchemical Journal**, v. 147, p. 507-515, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.microc.2019.03.071

QU, Y., *et al*. Analysis of Chemical Composition and Sources of MP10 in the Southern Gateway of Beijing. **Atmosphere**, v. 16, n. 656, 2025. DOI: https://doi.org/10.3390/atmos16060656

RABHL, L., et al. Source apportionment of PM2.5 in a coastal City of Algeria using principal component analysis model. **Journal of Atmospheric Chemistry**, v. 83, n. 13, 2025. DOI: https://doi.org/10.1007/s10874-025-09477-2

RANJHA, M. M. A. N., *et al*. Sonication, a Potential Technique for Extraction of Phytoconstituents: A Systematic Review. **Precesses**, v. 9, n. 8, 2021. DOI: https://doi.org/10.3390/pr9081406

ROJANO, R.; ARREGOCÉS, H. A.; RESTREPO, G. Characterization of water-soluble ions in MP10 over an industrial area in northern Colombia: Temporal variations and correlation with satellite data. **Heliyon**, v. 10, n. 6, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e28159

ROSIER, C., GUIARD, B. P., GOTTI, G. Application of Doehlert design combined with chemometrics tools: Example of the optimization of the elution of neurotransmitters and metabolites by HPLC. **Heliyon**, v. 11, n. 4, 28 de fev., 2025. DOI: https://doi.org/10.1016/j.heliyon. 2025.e42690

SABIR, M. A., *et al*. Investigating seasonal air quality variations consequent to the urban vegetation in the metropolis of Faisalabad, Pakistan. **Scientific Reports**, v. 14, n. 452, jan. 2024. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-023-47512-y

SANTOS, E. F. N., SOUSA, I. F., LEITE, I. V. Regiões Homogêneas em Sergipe Agrupadas Através dos Índices Climáticos. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 37, n. 4, p. 477-489, 2022. DOI: https://dx.doi.org/10.1590/0102-77863740053

SATHRUGNAN, K., BALASUBRAMANIAN, R. Evaluation of a microwave-assisted extraction technique for determination of water-soluble inorganic species in urban airborne particulate matter. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 381, p. 1604-1608, 2005. DOI: https://doi.org/10.1007/s00216-005-3138-z

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

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N.; **Atmospheric chemistry and physics – from air pollution to climate change**, 2nd ed., Wiley: New Jersey, 2006.

SERGIPE. Administração Estadual do Meio Ambiente. Aracaju: ADEMA, 2013.

SERGIPE. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Sustentabilidade e Ações Climáticas. Aracaju: SEMAC, 2013.

SHARMA, P., *et al*. Seasonal dynamics of particulate matter pollution and its dispersion in the city of Delhi, India. **Meteorology and Atmospheric Physics**, v. 134, n. 8, 2022. DOI: https://doi.org/10.1007/s00703-021-00852-8

SHEHZADI, F., *et al*. Ultrasound-assisted extraction of bioactive compounds from pomegranate peel and seed: A comprehensive review of key parameters and optimization strategies. **Ulrasonics Sonochemistry**, v. 124, 2026. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.ultsonch.2025.107722

SHEN, L., *et al*. S. A comprehensive review of ultrasonic assisted extraction (UAE) for bioactive components: Principles, advantages, equipment, and combined Technologies. **Ulrasonics Sonochemistry**, v. 101, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2023.106646

SILVA, B. F. P. da.; FEDOROVA, N. “Distúrbios Ondulatórios de Leste” Sobre o Atlântico Tropical Sul: Revisão e Discussão Sobre Terminologia. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 38, 2023. DOI: https://dx.doi.org/10.1590/0102-77863810025

SILVA, J. D. S. da; MOURA, A. V.; NAKAMURA, T. C.; DO REGO, E. L.; GUBERT, P.; MKOMA, S. L.; DA ROCHA, G. O. Development of a Methodology for Determining Major Ions in Samples of Atmospheric Particulate Matter by Ion Chromatography. **Orbital: The Electronic Journal of Chemistry**, v. 12, n. 4, p. 182-192, 2020. DOI: https://dx.doi.org/10.17807/orbital.v12i4.1494

SILVA, L. F. M. da, *et al.* Spatial variability and source apportionment of particulate matter (PM2.5) in Rio de Janeiro: insights from Urban, preserved, and biomass burning áreas. **Journal of Atmospheric Chemistry**, v. 83, n. 5, 2026. DOI: https://doi.org/10.1007/s10874-026-09490-z

SILVA, M.; BARBOSA, R. V. R. Regime de ventos em cidade de diferentes regiões geográficas de Alagoas a partir de dados meteorológicos recentes. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 31, n. 18, p. 509-538, 2022. DOI: https://doi.org/10.55761/abclima.v31i18.15606

SKOOG, D. A.; Holler, F. J.; Nieman, T. A**.; Princípios de Análise Instrumental.** 5ª Ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.

SKOOG, Douglas A.; WEST, Donald M.; HOLLER, F.J.; CROUCH, Stanley R. **Fundamentos de Química Analítica**. 8ª ed. Thomson, 2002.

SOLURI, D. S., *et al*. Multi-site PM2.5 and PM2.5-10 Aerosol Source Apportionment in Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 18, n. 4, p. 838-845, 2007. DOI: https://doi.org/10.1590/S0103-50532007000400025

SOUZA, A., *et al.* The Impact of Meteorological Variables on Particulate Matter Concentrations. **Atmosphere**, v. 16, n. 2, 2025. DOI: https://doi.org/10.3390/atmos16070875

SU, B., *et al*. A review of atmospheric aging of sea spray aerosols: Potential factors affecting chloride depletion. **Atmospheric Environment**, v. 290, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119365

SUSS, E. Cromatografia iônica para indústria farmacêutica. Metrohm, 18 nov. 2024. Disponível em: https://www.metrohm.com/pt_br/fique-por. Acesso em: 12 jun. 2026.

TODOROVIĆ, Ž. N. et al. Ambient air particles: the use of ion chromatography and multivariate techniques in analysis of water-soluble ions. **Journal of the Serbian Chemical Society**, Belgrado, v. 85, n. 0, p. 1-13, 2020. DOI: https://doi.org/10.2298/JSC200826077T

TORRES, L. M., *et al*. Poluição atmosférica em cidades brasileiras: uma breve revisão dos impactos na saúde pública e meio ambiente. **Naturae**, v.2, n.1, p. 23-33, 2020. DOI: https://doi.org/10.6008/CBPC2674-6441.2020.001.0003

VACEK, Z.; VACEK, S.; CUKOR, J. European forests under global climate change: Review of tree growth processes, crises and management strategies. **Journal of Environmental Management**, v. 332, abril, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117353

VORMITTAG, E. da M. P. A. de A., *et al*. Análise do monitoramento da qualidade do ar no Brasil. **Estudos Avançados**, v. 35, n. 102, p. 7-30, 2021. DOI: https://doi.org/10.1590/s0103-4014.2021.35102.002

WON, W. S., *et al*. Impact of Fine Particulate Matter on Visibility at Incheon International Airport, South Korea. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 20, n. 5, p. 1048-1061, 2020. DOI: https://10.4209/aaqr.2019.03.0106

WU, D., *et al*. Nitrogen release potential and ecological environmental effects during particulate matter deposition in sub-deep reservoirs of Southwest China. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 60, ago, 2025. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2025.102499

WU, Z., *et al.* Impacts of the aerosol mixing state and new particle formation on CCN in summer at the summit of Mount Tai (1534m) in Central East China. **Science of the Total Environment**, v. 918, 2024a. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170622

YAO, X; ZHANG, L. Chemical processes in sea-salt chloride depletion observed at a Canadian rural coastal site. **Atmospheric Environment**, v. 46, p. 189-194, 2012. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.09.081

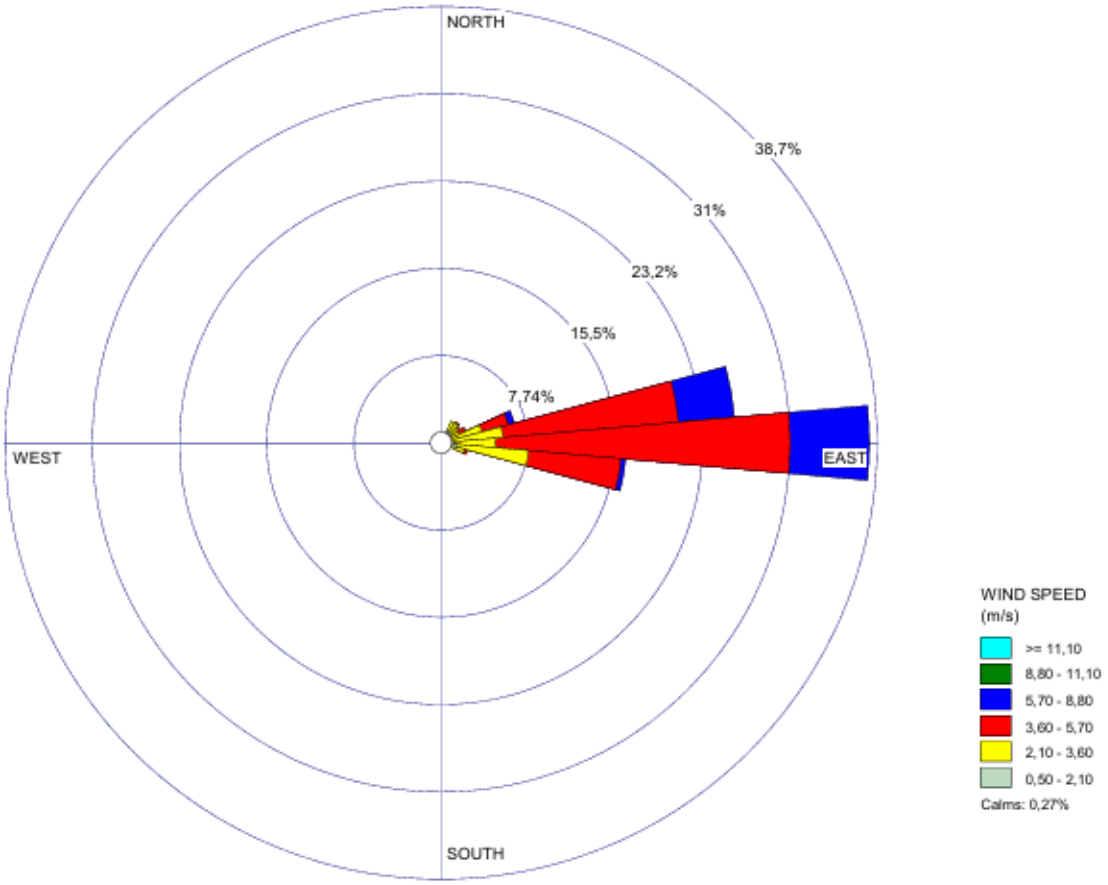
YIM, S. H. L., *et al*. Global health impacts of ambient fine particulate pollution associated with climate variability. **Environment International**, v. 186, april, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108587

ZHANG, Y., *et al*. Improved method for estimating chlorine depletion in sea salt aerosols using single particle aerosol mass spectrometer. **Atmospheric Environment**, v. 353, 2025. DOI: https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2025.121243

ZHEN, S., *et al*. Chemical composition, source distribution and health risk assessment of PM2.5 and MP10 in Beijing. **Atmospheric Pollution Research**, v. 16, april, 2025. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apr.2025.102448

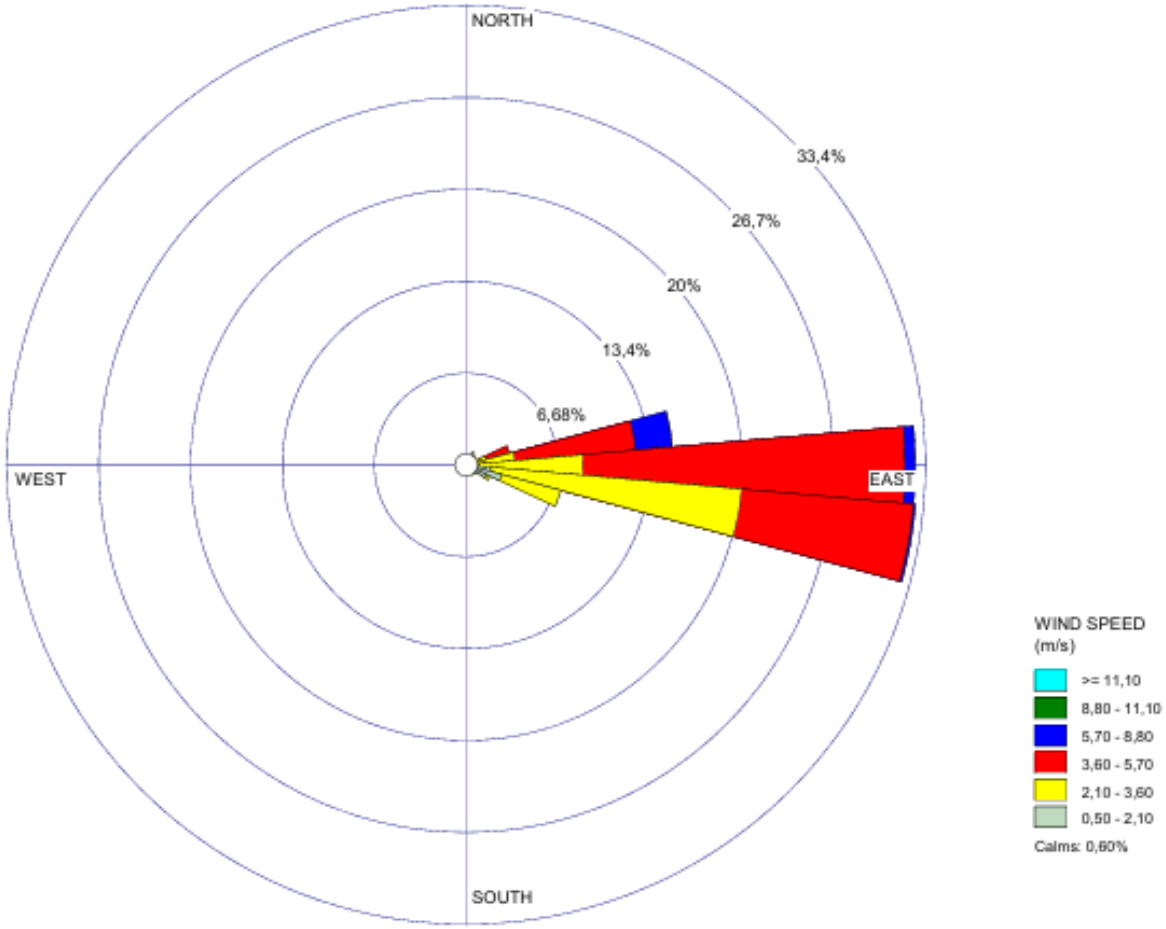
APÊNDICE A – ROSAS DOS VENTOS MENSAIS DO ANO DE 2013

Figura A1 – Rosa dos ventos de janeiro de 2013: distribuição da direção e velocidade dos ventos



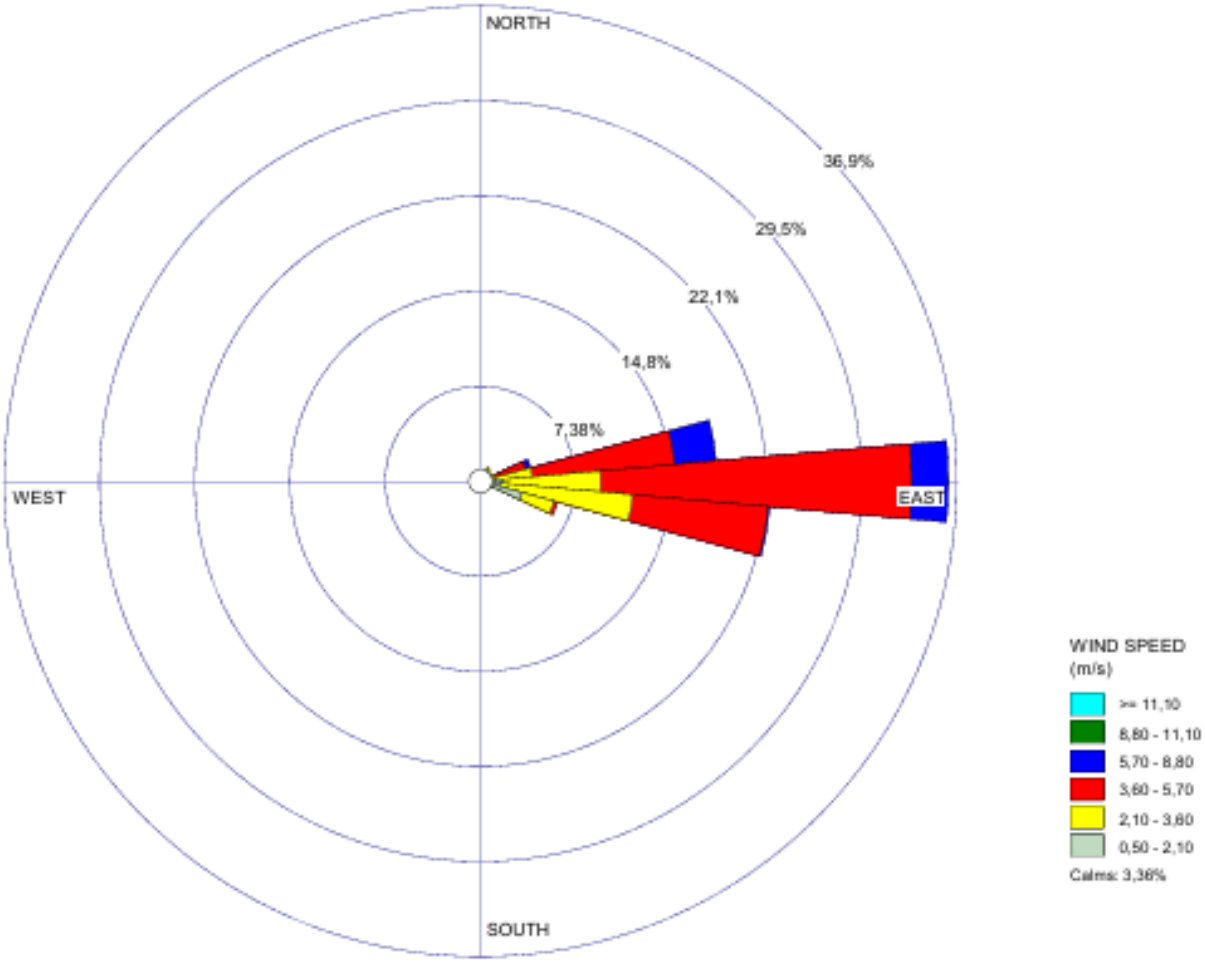
Fonte: INMET (2026)

Figura A2 – Rosa dos ventos de fevereiro de 2013: distribuição da direção e velocidade dos ventos



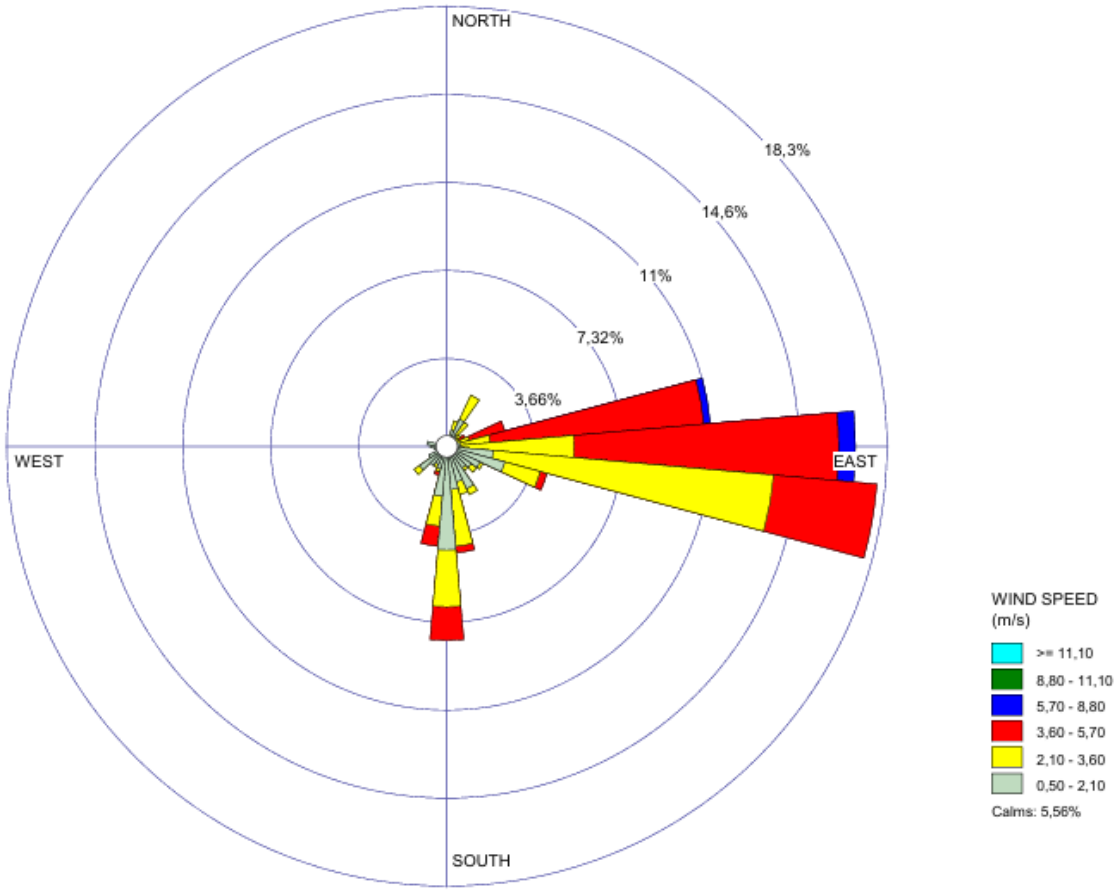
Fonte: INMET (2026)

Figura A3 – Rosa dos ventos de março de 2013: distribuição da direção e velocidade dos ventos



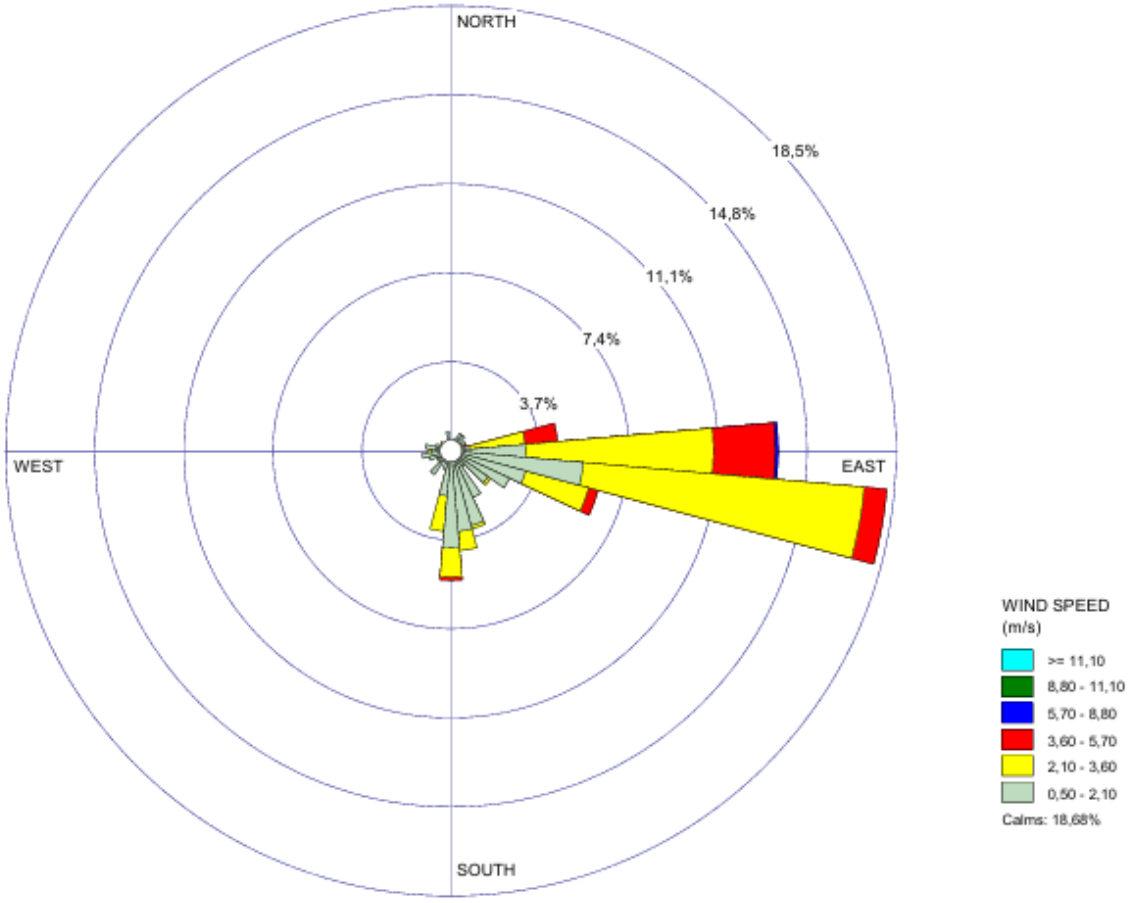
Fonte: INMET (2026)

Figura A4 – Rosa dos ventos de abril de 2013: distribuição da direção e velocidade dos ventos



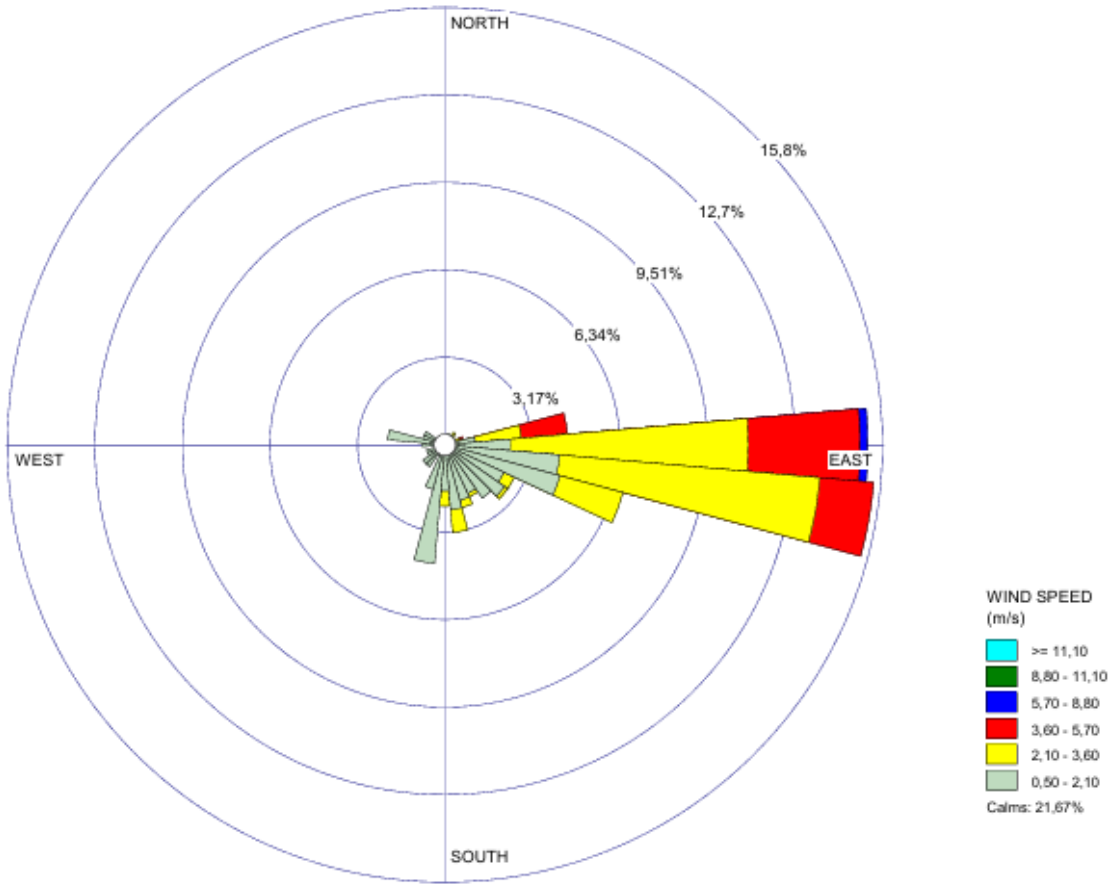
Fonte: INMET (2026)

Figura A5 – Rosa dos ventos de maio de 2013: distribuição da direção e velocidade dos ventos



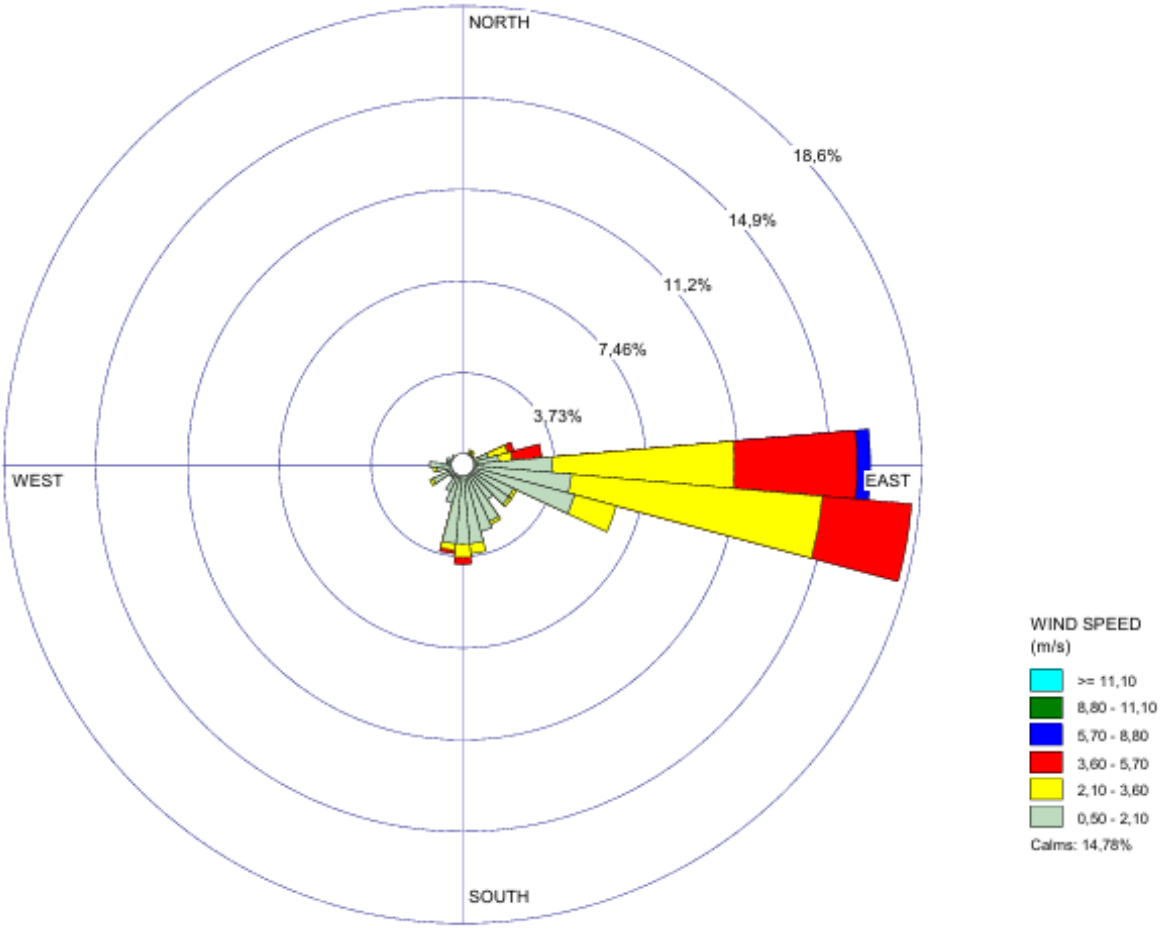
Fonte: INMET (2026)

Figura A6 – Rosa dos ventos de junho de 2013: distribuição da direção e velocidade dos ventos



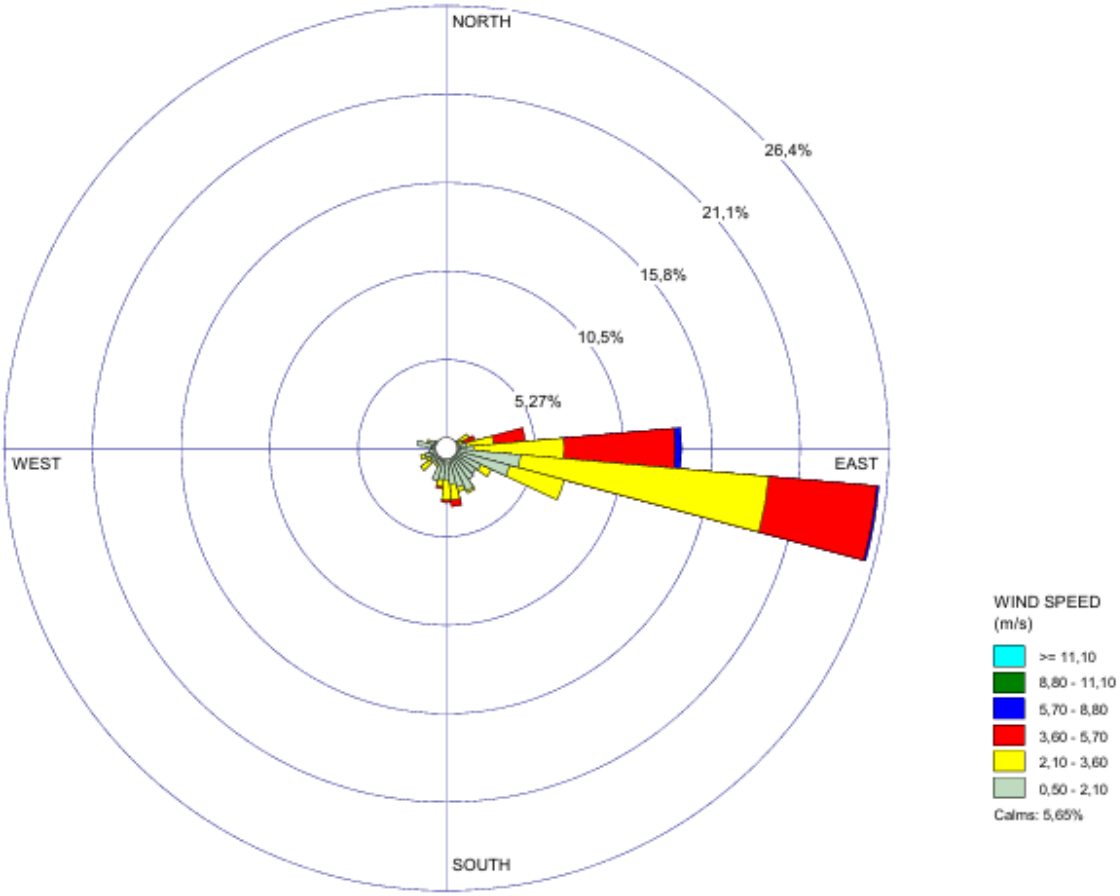
Fonte: INMET (2026)

Figura A7 – Rosa dos ventos de julho de 2013: distribuição da direção e velocidade dos ventos



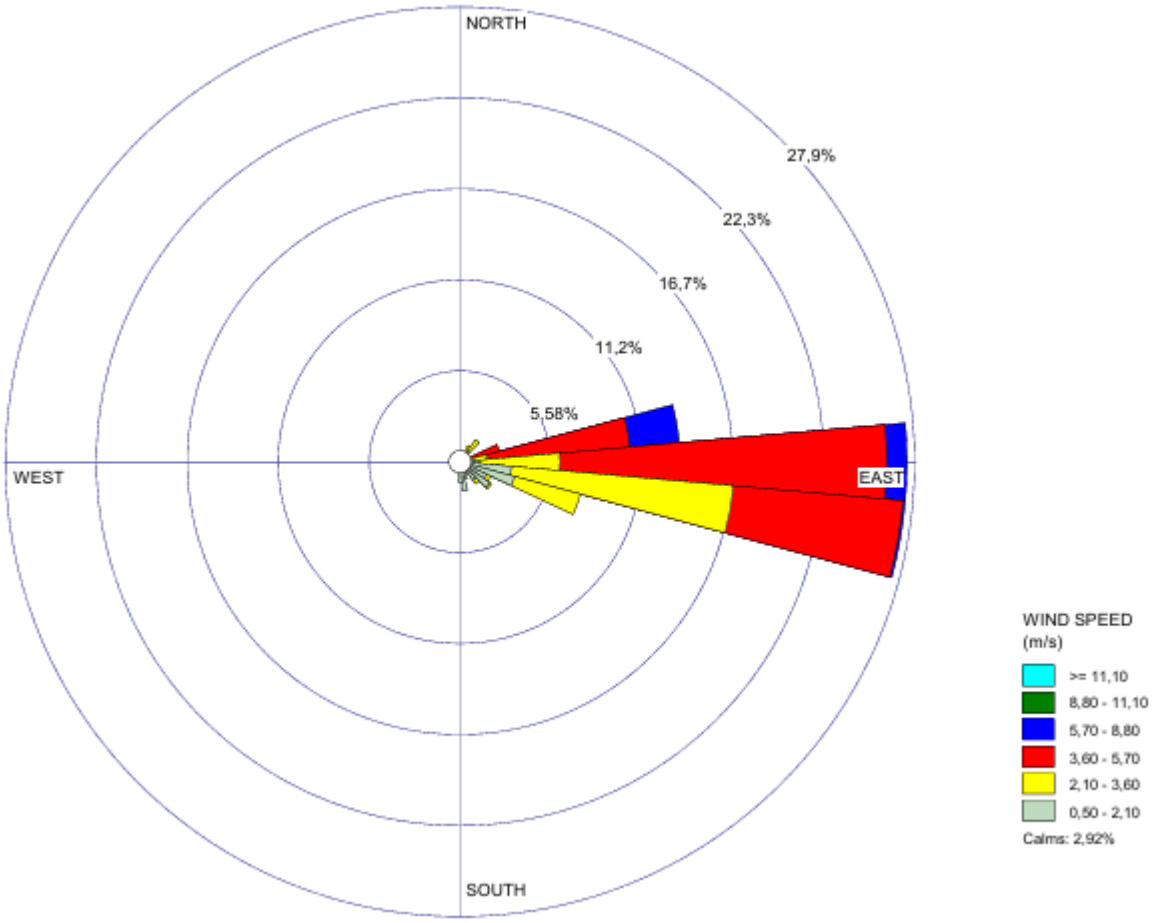
Fonte: INMET (2026)

Figura A8 – Rosa dos ventos de agosto de 2013 distribuição da direção e velocidade dos ventos



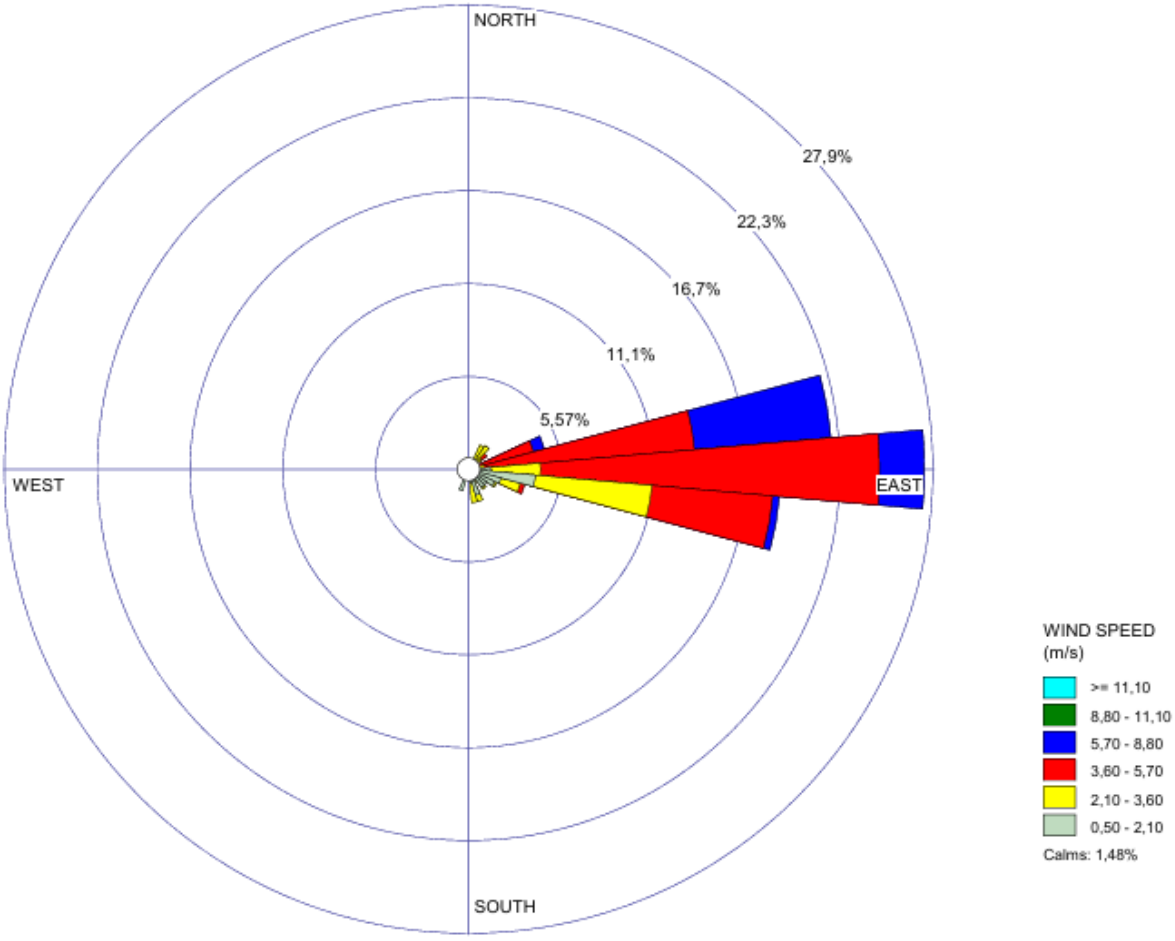
Fonte: INMET (2026)

Figura A9 – Rosa dos ventos de setembro de 2013: distribuição da direção e velocidade dos ventos



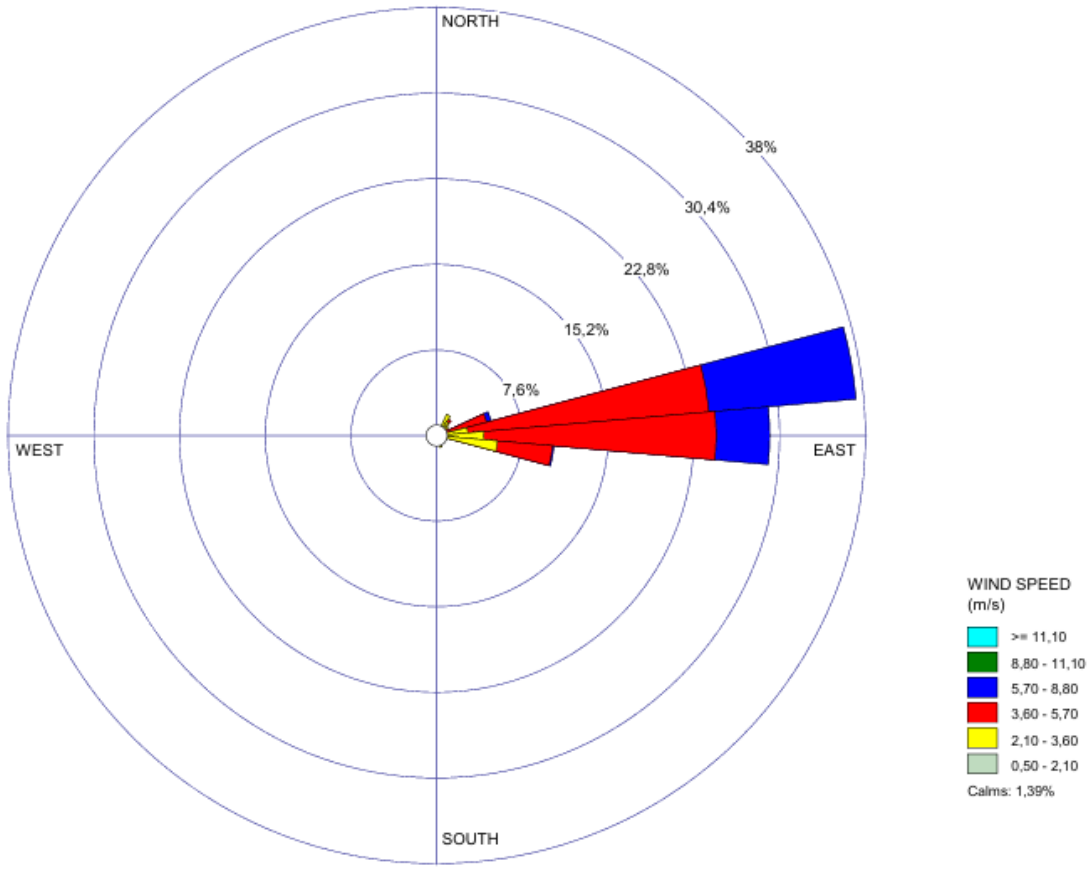
Fonte: INMET (2026)

Figura A10 – Rosa dos ventos de outubro de 2013: distribuição da direção e velocidade dos ventos



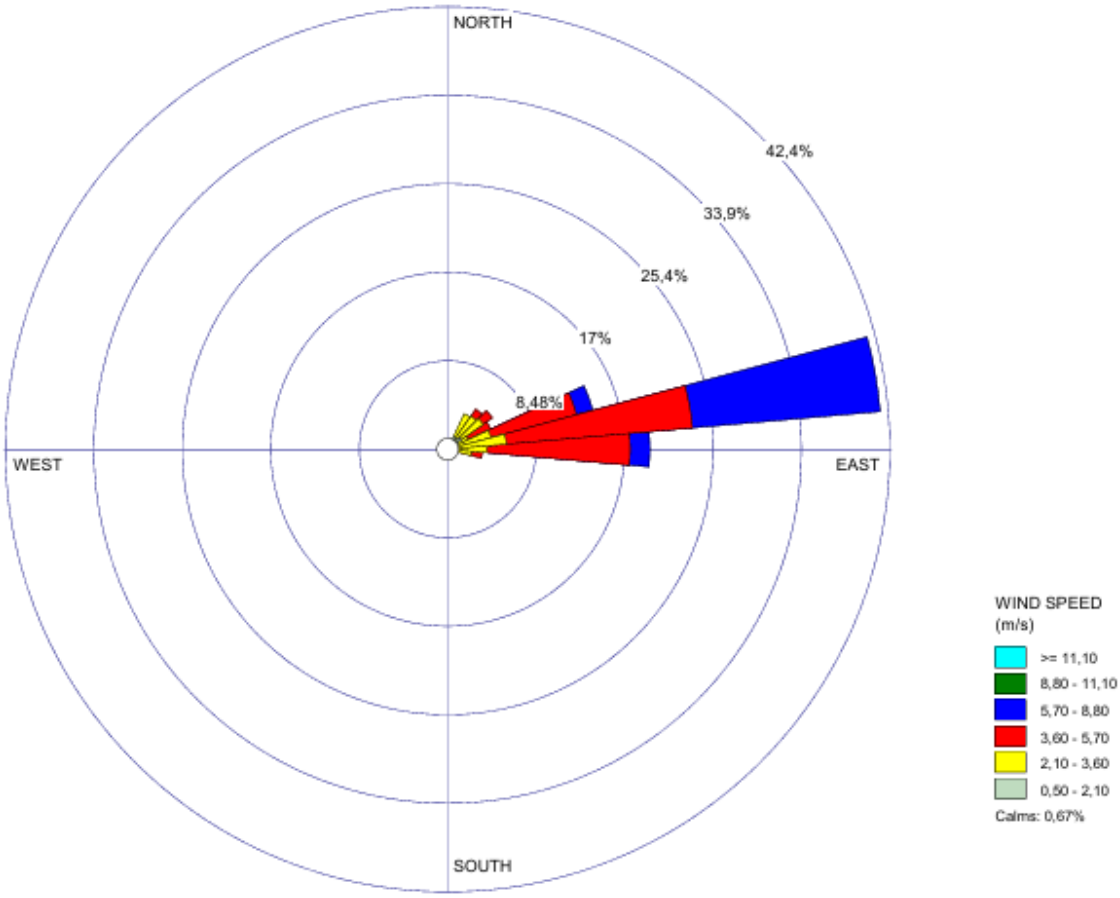
Fonte: INMET (2026)

Figura A11 – Rosa dos ventos de novembro de 2013: distribuição da direção e velocidade dos ventos



Fonte: INMET (2026)

Figura A12 – Rosa dos ventos de dezembro de 2013: distribuição da direção e velocidade dos ventos



Fonte: INMET (2026)