

FACULTAD DE INGENIERÍA

Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental

Tesis

**Relación de las variables meteorológicas en la dispersión
espacio temporal de los contaminantes atmosféricos
(PM2.5, PM10, SO2, NO2, O3) del distrito de Pacocha,
Moquegua, 2019 - 2020**

José Antonio Valeriano Zapana

Para optar el Título Profesional de
Ingeniero Ambiental

Huancayo, 2021

Repositorio Institucional Continental
Tesis digital



Esta obra está bajo una Licencia "Creative Commons Atribución 4.0 Internacional" .

AGRADECIMIENTO

A Dios por darme los sueños y la fuerza de querer cambiar mi realidad y que solo se vive una vez.

A mis padres, Fortunato y Angélica por la vida, consejos y el apoyo incondicional.

A mi asesor, Ing. Steve Dann Camargo Hinostroza por el asesoramiento y consejos para el logro de la presente tesis, muy agradecido. *¡La verdadera ciencia enseña, sobre todo, a dudar y a ser ignorante!* (Miguel de Unamuno)

DEDICATORIA

A mi esposa Milagros, por todo su apoyo incondicional, por las palabras de fortaleza para continuar en este camino de la vida, por darme dos hijos preciosos, José Gabriel y José Miguel que son mis más grandes motivos en la vida (mis ángeles).

“La vida es un momento. El honor, las victorias, la riqueza y la ciencia se acaban. Los encantos de la vida pasan y solo el amor eterno permanece, la causa de todo acto de bondad. El amor nos sobrevive, porque Dios es amor”. San José Moscati (1880 -1927).

ÍNDICE	Pág.
AGRADECIMIENTO	2
DEDICATORIA	3
RESUMEN	13
ABSTRACT.....	14
INTRODUCCIÓN	15
CAPÍTULO I: PLANTEAMIENTO DEL ESTUDIO.....	17
1.1 Planteamiento y formulación del problema	17
1.1.1 Problema principal	20
1.1.2 Problemas secundarios.....	20
1.2 Objetivos de la investigación.....	20
1.2.1 Objetivo general.....	21
1.2.2 Objetivos específicos	21
1.3 Justificación e importancia de la investigación.....	21
1.4 Hipótesis.	22
1.5 Variables de investigación	23
CAPÍTULO II: MARCO TEÓRICO	25
2.1 Antecedentes de la investigación	25
2.1.1 Internacionales.....	25
2.1.2 Nacionales	28
2.1.3 Regional.....	30
2.2 Bases teóricas.....	31
2.2.1 Contaminación atmosférica	31
2.2.2 Contaminación atmosférica y su implicancia en la salud.....	32
2.2.3 Fuentes de contaminación atmosférica.....	40
2.2.4 Contaminación del aire y los glaciares	42

2.2.5	Contaminación del aire y la meteorología COVID-19	43
2.2.6	Emisión atmosférica de NOx de explosivos mineros	48
2.3	Definición de términos básicos	49
2.3.1	Definiciones	49
CAPÍTULO III: METODOLOGÍA		53
3.1	Métodos y alcances de la investigación	53
3.2	Diseño de investigación	54
3.3	Población y muestra	54
3.4	Técnicas e instrumentos de acopio de información	56
3.4.1	Técnicas de acopio de información en campo.....	56
3.5	Procesamiento y Análisis de la información.....	59
3.6	Para el análisis de la relación entre las variables meteorológicas y los contaminantes atmosféricos	61
CAPÍTULO IV: RESULTADOS Y DISCUSIÓN		64
4.1.	Determinación de la concentración de PM ₁₀ , PM _{2.5} , SO ₂ , NO ₂ , y O ₃ durante el Periodo del 2019 y 2020	64
4.1.1	Concentraciones trimestrales de contaminantes atmosféricos para el año 2019	64
4.1.2	Concentraciones trimestrales de contaminantes atmosféricos para el año 2020	70
4.2.	Determinación de las características meteorológicas (temperatura, humedad relativa, velocidad y dirección del viento) durante el periodo 2019 – 2020.....	76
4.2.1	Características meteorológicas (temperatura, humedad relativa, velocidad y dirección del viento) para el año 2019	76
4.2.2	Características meteorológicas (temperatura, humedad relativa, velocidad y dirección del viento) para el año 2020	79
4.3.	Prueba de hipótesis	82

4.3.1	Relación de los contaminantes atmosféricos (PM ₁₀ , PM _{2.5} , SO ₂ , NO ₂ , y O ₃) con las variables Meteorológicas en el distrito de Pacocha, Ilo para el año 2019. ..82
4.3.2	Relación de los contaminantes atmosféricos (PM ₁₀ , PM _{2.5} , SO ₂ , NO ₂ , y O ₃) con las variables Meteorológicas en el distrito de Pacocha, Ilo para el año 2020. ..92
4.3.3	Relación de los contaminantes atmosféricos (PM ₁₀ , PM _{2.5} , SO ₂ , NO ₂ , y O ₃) con las variables Meteorológicas en el distrito de Pacocha, provincia de Ilo trimestral para el año 2019. 103
4.4.	Análisis de los conglomerados de las trayectorias de retorno de HYSPLIT que llegan cada hora a 10 m de altura al distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 – 2020. . 111
4.5.	Discusión de resultados..... 114
	CONCLUSIONES..... 122
	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 125
	ANEXOS 145

Tabla 1. Operacionalización de las variables	23
Tabla 2. Efecto de diversos contaminantes sobre el número de casos de COVID19 y la mortalidad (78).....	45
Tabla 3. Efecto de varios parámetros meteorológicos sobre el número de casos de COVID19 y la mortalidad (78).	46
Tabla 4. Nivel de investigación.....	53
Tabla 5. Características del tipo de estudio.....	54
Tabla 6. Estaciones de monitoreo de calidad de aire, Ilo.....	55
Tabla 7. Número mínimo de estaciones de monitoreo de calidad de aire	55
Tabla 8. Diseño y técnicas de acopio de información en campo	56
Tabla 9. Diseño y técnicas de acopio de información en campo	58
Tabla 10. Estadística descriptiva para las concentraciones trimestrales de los contaminantes atmosféricos PM ₁₀ , PM _{2.5} , SO ₂ , NO ₂ , y O ₃ (µg / m ³) para el año 2019.	64
Tabla 11. Estadística descriptiva para las concentraciones anual de los contaminantes atmosféricos PM ₁₀ , PM _{2.5} , SO ₂ , NO ₂ , y O ₃ (µg / m ³) en el aire del distrito de Pacocha, Moquegua, para el año 2019.....	68
Tabla 12. Estadística descriptiva para las concentraciones trimestrales de los contaminantes atmosféricos PM ₁₀ , PM _{2.5} , SO ₂ , NO ₂ , y O ₃ (µg / m ³), para el año 2020.	70
Tabla 13. Estadística descriptiva para las concentraciones anuales de los contaminantes atmosféricos PM ₁₀ , PM _{2.5} , SO ₂ , NO ₂ , y O ₃ (µg / m ³) en el aire del distrito de Pacocha, Moquegua, para el año 2020.....	74
Tabla 14. Estadística descriptiva para las variables meteorológicas: Velocidad viento (m/s), Dirección viento (°), Temperatura (°C) y Humedad relativa (%) en el aire del distrito de Pacocha, Moquegua, para el año 2019.....	76

Tabla 15. Estadística descriptiva para las variables meteorológicas: Temperatura (°C), Velocidad viento (m/s), Dirección viento (°) y Humedad relativa (%) en el aire del distrito de Pacocha, Moquegua, para el año 2020.....	79
Tabla 16. Promedios mensuales para los contaminantes gaseosos (PM ₁₀ , PM _{2.5} , SO ₂ , NO ₂ , y O ₃) y variables meteorológicas (ws m/s, wd °, temperatura °C, humedad %) periodo de observación 2019.	82
Tabla 16. Prueba de Shapiro-Wilk (normalidad) para los contaminantes atmosféricos (PM ₁₀ , PM _{2.5} , SO ₂ , NO ₂ , y O ₃), periodo de observación 2019.	83
Tabla 19. Correlación de Pearson entre los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos mensuales para el año 2019.....	84
Tabla 19. Promedios mensuales para los contaminantes gaseosos (PM ₁₀ , PM _{2.5} , SO ₂ , NO ₂ , y O ₃) y variables meteorológicas (ws m/s, wd °, temperatura °C, humedad %), periodo de observación 2020.	92
Tabla 20. Prueba de Shapiro-Wilk (normalidad) para los contaminantes atmosféricos (PM ₁₀ , PM _{2.5} , SO ₂ , NO ₂ , y O ₃), periodo de observación 2020.	93
Tabla 21. Correlación de Pearson entre los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos mensuales para el año 2020.....	95
Tabla 22. Prueba de Kolmogorov-Smirnov (normalidad) para los contaminantes atmosféricos (PM ₁₀ , PM _{2.5} , SO ₂ , NO ₂ , y O ₃) para los años 2019 - 2020.....	103
Tabla 23. Prueba de Kolmogorov-Smirnov (normalidad) para los contaminantes atmosféricos (PM ₁₀ , PM _{2.5} , SO ₂ , NO ₂ , y O ₃) para los años 2019 - 2020.....	104
Tabla 24. Prueba de Kolmogorov-Smirnov (normalidad) para los para los parámetros meteorológicos (ws, Temperatura y Humedad) para los años 2019 - 2020.....	105
Tabla 25. Correlación de Spearman entre los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos trimestrales para el año 2019.....	106
Tabla 26. Correlación de Spearman entre los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos trimestrales para el año 2020.....	109

Índice de figuras	Pág.
Figura 1. Principales contaminantes de Aire	32
Figura 2. Tamaño del material particulado. Imagen modificada con permiso de la Agencia de Protección Ambiental de EE. UU. PM = material particulado (35).	33
Figura 3. Deposición compartimental de material particulado (35)	34
Figura 4. Las fuentes de NO _x y COV que contribuyen a la formación de ozono a nivel del suelo incluyen vehículos, equipos de jardinería y césped, pinturas y solventes, estaciones de servicio, fábricas y otras actividades que resultan en la quema de combustibles fósiles (41).	35
Figura 5. Emisiones anuales atmosféricas e interacciones de NO _x . Los datos de la figura de la derecha, a excepción de “otros”, se extraen de IPCC 2014 (64).	37
Figura 6. Relaciones conceptuales entre la etapa de saturación de N y los efectos sobre los ecosistemas terrestres en términos de procesos del suelo, cambios de vegetación y crecimiento (65).	38
Figura 7. Lluvia ácida (66).	38
Figura 8. La evolución temporal de los cambios por países y las causas de la disminución de árboles y bosques en la región de Asia oriental (70).	40
Figura 9. Fuentes, transporte, transformación y destino de los contaminantes atmosféricos. Reproducido del Programa Científico del Cambio Climático de EE. UU. CFC = clorofluorocarbono. CH ₄ = metano. CO = monóxido de carbono. CO ₂ = dióxido de carbono. N ₂ O = óxido nitroso. NO _x = óxidos de nitrógeno (35).	41
Figura 10. Ilustración del proceso que involucra a través de la distribución, variación y señal antropogénica de un contaminante de metales traza en el glaciar del Himalaya (76).	43
Figura 11. Relación entre varios parámetros de contaminación con el número de casos de COVID19 (78).	47
Figura 12. Relación entre varios parámetros meteorológicos con el número de casos de COVID19 (78).	47
Figura 13. Resumen de las <i>formación</i> de NO _x de actividades durante el uso de explosivos de nitrato amonio en operaciones mineras (64).	49

Figura 14. (a) Formación de NO_x por interacciones del contenido de combustible de los agentes explosivos AN durante la detonación estequiométricamente desequilibrada. La deficiencia de combustible da como resultado un balance de oxígeno positivo. (b) Mecanismo de formación de NO_x como resultado de la transformación de N en la deflagración de AN durante la voladura de mezclas explosivas a granel. (c) Formación de NO_x durante la gasificación química de explosivos en emulsión. Los recuadros indican los reactivos y la línea de trazos rodea los productos NO_x . "D", en el panel (c), representa pasos de difusión a través de las películas de aceite (64).....	49
Figura 15. Caseta fija de la estación de monitoreo UNAM-MOQ, Ilo, Perú.	56
Figura 16. Diseño y técnicas de acopio de información en campo.....	57
Figura 17. Diseño y técnicas de acopio de información en campo.....	57
Figura 18. Diseño y técnicas de acopio de información en campo.....	58
Figura 19. Flujoograma para las pruebas estadísticas de la idoneidad del modelo	62
Figura 20. Distribución de datos en una serie temporal para los contaminantes atmosféricos PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, SO_2 , NO_2 , y O_3 ($\mu\text{g} / \text{m}^3$) durante el Periodo del 2019. Se muestran los valores máximos, valores mínimos, media y mediana respectivamente para cada contaminante.....	65
Figura 21. Variación de la concentración promedio de PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ ($\mu\text{g} / \text{m}^3$) en diferentes escalas de tiempo para el año 2019. (A) variación diurna para todo el día, (B) cada hora, (C) escalas mensuales y (D) días laborables y fines de semana.	66
Figura 22. Variación de la concentración promedio de SO_2 , NO_2 , y O_3 ($\mu\text{g} / \text{m}^3$) en diferentes escalas de tiempo para el año 2019. (A) variación diurna para todo el día, (B) cada hora, (C) escalas mensuales y (D) días laborables y fines de semana.....	67
Figura 23. Diagrama de caja y bigotes de las medias mensuales para los contaminantes atmosféricos PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, SO_2 , NO_2 , y O_3 ($\mu\text{g} / \text{m}^3$) durante el Periodo del 2019.69	
Figura 24. Distribución de datos en una serie temporal para los contaminantes atmosféricos PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, SO_2 , NO_2 , y O_3 ($\mu\text{g} / \text{m}^3$) durante el Periodo del 2020. Se muestran los valores máximos, valores mínimos, media y mediana respectivamente para cada contaminante.....	71

Figura 25. Variación de la concentración promedio de PM ₁₀ y PM _{2.5} (µg / m ³) en diferentes escalas de tiempo para el año 2020. (A) variación diurna para todo el día, (B) cada hora, (C) escalas mensuales y (D) días laborables y fines de semana.	72
Figura 26. Variación de la concentración promedio de SO ₂ , NO ₂ , y O ₃ (µg / m ³) en diferentes escalas de tiempo para el año 2020. (A) variación diurna para todo el día, (B) cada hora, (C) escalas mensuales y (D) días laborables y fines de semana.....	73
Figura 27. Diagrama de caja y bigotes de las medias mensuales para los contaminantes atmosféricos PM ₁₀ , PM _{2.5} , SO ₂ , NO ₂ , y O ₃ (µg / m ³) durante el Periodo del 2020.....	75
Figura 28. Distribución de datos en una serie temporal para las variables meteorológicas: (A) Temperatura (°C) y (B) Humedad relativa (%), durante el Periodo del 2019. Se muestran los valores máximos y mínimos trimestrales.....	77
Figura 29. Rosa de los vientos de distribución de velocidad (datos trimestrales UNAM - Ilo, Moquegua 2019). Distribución de frecuencias para cada 3 meses.	78
Figura 30. Distribución de datos en una serie temporal para las variables meteorológicas: (A) Temperatura (°C) y (B) Humedad relativa (%), durante el Periodo del 2020. Se muestran los valores máximos y mínimos trimestrales.....	80
Figura 31. Rosa de los vientos de distribución de velocidad (datos trimestrales UNAM - Ilo, Moquegua 2020). Distribución de frecuencias para cada 3 meses.	81
Figura 32. Gráficas Polares de PM ₁₀ vs Temperatura (A), Humedad (B), Velocidad de viento (C) y su comportamiento en las diferentes estaciones (D), para el año 2019...	86
Figura 33. Gráficas Polares de PM _{2.5} vs Temperatura (A), Humedad (B), Velocidad de viento (C) y su comportamiento en las diferentes estaciones (D), para el año 2019...	88
Figura 34. Gráficas Polares de NO ₂ vs Temperatura (A), Humedad (B), Velocidad de viento (C) y su comportamiento en las diferentes estaciones (D), para el año 2019...	89
Figura 35. Gráficas Polares de SO ₂ vs Temperatura (A), Humedad (B), Velocidad de viento (C) y su comportamiento en las diferentes estaciones (D), para el año 2019...	90
Figura 36. Gráficas Polares de O ₃ vs Temperatura (A), Humedad (B), Velocidad de viento (C) y su comportamiento en las diferentes estaciones (D), para el año 2019...	91
Figura 37. Gráficas Polares de PM ₁₀ vs Temperatura (A), Humedad (B), Velocidad de viento (C) y su comportamiento en las diferentes estaciones (D), para el año 2020...	99

Figura 38. Gráficas Polares de PM _{2.5} vs Temperatura (A), Humedad (B), Velocidad de viento (C) y su comportamiento en las diferentes estaciones (D), para el año 2020.	100
Figura 39. Gráficas Polares de NO ₂ vs Temperatura (A), Humedad (B), Velocidad de viento (C) y su comportamiento en las diferentes estaciones (D), para el año 2020.	101
Figura 40. Gráficas Polares de SO ₂ vs Temperatura (A), Humedad (B), Velocidad de viento (C) y su comportamiento en las diferentes estaciones (D), para el año 2020.	102
Figura 41. Gráficas Polares de O ₃ vs Temperatura (A), Humedad (B), Velocidad de viento (C) y su comportamiento en las diferentes estaciones (D), para el año 2020.	103
Figura 42. Análisis de correlación Spearman entre los contaminantes atmosféricos y parámetros meteorológicos trimestrales para el año 2019.	107
Figura 43. Análisis de correlación Spearman entre los contaminantes atmosféricos y parámetros meteorológicos trimestrales para el año 2020.	111
Figura 44. Análisis de conglomerados de las trayectorias de retorno de HYSPLIT que llegan cada hora a 10 m de altura durante los meses de enero a diciembre del año 2019, sobre el distrito de Pacocha.	112
Figura 45. Análisis de conglomerados de las trayectorias de retorno de HYSPLIT que llegan cada hora a 10 m de altura durante los meses de enero a diciembre del año 2020, sobre el distrito de Pacocha.	112
Figura 38. Manejo de procesamiento de datos para los contaminantes atmosféricos 1	149
Figura 39. Manejo de procesamiento de datos para los contaminantes atmosféricos 2	149
Figura 40. R script desarrollados para el procesamiento de datos en RStudio 1	150
Figura 41. R script desarrollados para el procesamiento de datos en RStudio 2	150
Figura 42. Ubicación de la Isla de los desventurados – Chile. Zona que provendría los vientos del sur	151
Figura 43. Ubicación de la Isla de los desventurados – Chile. Con mayor Zoom. Zona que provendría los vientos del sur.	151

RESUMEN

Los efectos sinérgicos de varios contaminantes del aire asociados con las variables meteorológicas aún no se han estudiado ampliamente ni se han comprendido completamente, especialmente en la costa sur del Perú. El objetivo principal de la presente tesis fue determinar la relación de las variables meteorológicas (temperatura, humedad relativa, velocidad del viento y la dirección del viento) en la dispersión espacio temporal de los contaminantes atmosféricos (NO_2 , O_3 , SO_2 , PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$) en el distrito de Pacocha, provincia de Ilo, para los años 2019 y 2020. Los datos de las variables meteorológicas y los valores de contaminantes atmosféricos, fueron obtenidos de la estación de monitoreo de calidad del aire de la UNAM – MOQUEGUA. Para determinar las correlaciones de Spearman y Pearson se usó el software estadístico Rstudio; para los gráficos de variabilidad temporal, el paquete OpenAir-R; para las retrotrayectorias, se usó el HYSPLIT. Los resultados evidencian que los eventos meteorológicos sobre la variabilidad estacional de la concentración de contaminantes atmosféricos están relacionados con la actividad económica del distrito de Pacocha en días laborables y no laborables. Los horarios con mayores registros de concentraciones para los contaminantes se dieron entre la 0:00 – 14:00. Los vientos que aportaron mayor porcentaje de contaminantes atmosféricos provienen del suroeste (SE) entre las 8:00 – 17:00 h y del noreste (NE) entre la 20:00 – 6:00 h del día siguiente. Los coeficientes de correlación entre las concentraciones de los contaminantes atmosféricos y las variables meteorológicas fluctuaron significativamente en los diferentes trimestres, así como para cada estación. Para el 2019 se ha observado que existe una alta correlación del PM_{10} y WS ($r=0.654$), O_3 y WS ($r=-0.818$), Humedad y SO_2 ($r=-0.757$), NO_2 y Humedad ($r=-0.628$), O_3 y temperatura ($r=-0.766$). Para el 2020 existe una alta correlación del PM_{10} y WS ($r=-0.633$), O_3 y WS ($r=-0.661$), O_3 y WD ($r=-0.604$), PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ con WD ($r=-0.654$) y ($r=-0.670$), SO_2 y temperatura ($r=0.858$), SO_2 humedad ($r=-0.698$), NO_2 temperatura ($r=0.729$), NO_2 y humedad ($r=-0.677$). El análisis de conglomerados de las trayectorias de retorno de HYSPLIT evidencia que los vientos provienen del país de Chile (Isla Robinsón Crusoe y la Isla de los desventurados), Bolivia y el ámbito nacional, de las regiones de Madre de Dios, Ucayali y Arequipa.

ABSTRACT

The synergistic effects of various air pollutants associated with meteorological variables have not yet been widely studied or fully understood, especially on the southern coast of Peru. The main objective of this thesis was to determine the relationship of meteorological variables (temperature, relative humidity, wind speed and wind direction) in the spatio-temporal dispersion of atmospheric pollutants (NO_2 , O_3 , SO_2 , PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$) in the district of Pacocha, province of Ilo, for the years 2019 and 2020. The data of the meteorological variables and the values of atmospheric pollutants were obtained from the UNAM-MOQUEGUA air quality monitoring station. To determine the correlations of Spearman and Pearson, the statistical software Rstudio was used and the graphs of temporal variability were used with the OpenAir-R package, for the back trajectories the HYSPLIT was used. The results show that the meteorological events on the seasonal variability of the concentration of atmospheric pollutants are related to the economic activity of the Pacocha district on working and non-working days. The times with the highest concentration records for pollutants occurred between 0:00 - 14:00. The winds that contributed the highest percentage of atmospheric pollutants come from the southwest (SE) between 8:00 - 17:00 and from the northeast (NE) between 20:00 - 6:00 the next day. The correlation coefficients between the concentrations of atmospheric pollutants and the meteorological variables fluctuated significantly in the different quarters, as well as for each season. For 2019 it has been observed that there is a high correlation of PM_{10} and WS ($r = 0.654$), O_3 and WS ($r = -0.818$), Humidity and SO_2 ($r = -0.757$), NO_2 and Humidity ($r = -0.628$), O_3 and temperature ($r = -0.766$). For 2020 there is a high correlation of PM_{10} and WS ($r = -0.633$), O_3 and WS ($r = -0.661$), O_3 and WD ($r = -0.604$), PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$ with WD ($r = -0.654$) and ($r = -0.670$), SO_2 and temperature ($r = 0.858$), SO_2 humidity ($r = -0.698$), NO_2 temperature ($r = 0.729$), NO_2 and humidity ($r = -0.677$). The conglomerate analysis of the HYSPLIT return trajectories shows that the winds come from the country of Chile (Robinson Crusoe Island and the Desventurados Island), Bolivia and the national scope, from the regions of Madre de Dios, Ucayali and Arequipa.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas la contaminación del aire ha causado un impacto adverso significativo en el medio ambiente (suelo, agua y el clima) y la salud ambiental (seres humanos, plantas y animales) (1, 2) y (3), por el constante aumento de la población mundial, crecimiento acelerado de las industrias y la urbanización (4). El término “contaminantes del aire” se refiere a varias partículas en el aire; monóxido de carbono (CO), ozono (O₃), dióxido de nitrógeno (NO₂), dióxido de azufre (SO₂) y material particulado (PM) (5). De toda esta mezcla compleja de contaminantes atmosféricos, los predictores más fuertes y consistentes de la mortalidad de la población han sido las partículas con un diámetro aerodinámico $\leq 2.5 \mu\text{m}$ (PM_{2.5}) y el dióxido de nitrógeno (NO₂) (6).

Debido a los riesgos de consumo de alimentos contaminados con oligoelementos traza, por las interacciones suelo-raíz, polvo-hoja en las plantas atraen gran atención, que son posibles vías para los oligoelementos traza que unidos a las partículas atmosféricas (PM_{2.5} y PM₁₀), pueden ser tóxicas para el crecimiento de los cultivos e inducir respuestas fisiológicas y bioquímicas (7). Se calcula que el PM_{2.5} ha ocasionado la muerte de 4,2 millones de personas (7,6% del total de la población mundial) en el año 2016 (8). Se estima que, a nivel mundial, 9 de cada 10 personas que viven en las áreas urbanas están expuestas a la contaminación del aire por PM_{2.5} (9).

Alrededor del 80% de la población en Sudamérica viven en áreas urbanas (10) lo que representa un gran riesgo de salud para sus habitantes. Existen mediciones de material particulado menores a 2.5 μm (PM_{2.5}) para 37 ciudades, 35 de ellas (representan aproximadamente el 15% de la población de Sudamérica) experimentan concentraciones promedio anuales que exceden el nivel recomendado por la Organización Mundial de la Salud. Por lo tanto, el monitoreo de contaminantes atmosféricos (PM_{2.5}, PM₁₀, SO₂, NO₂, O₃) se considera como un tema de importancia para la salud pública y la protección del medio ambiente (5, 11) y (12).

Los inventarios de emisiones desarrollados en países de América del Sur, a nivel nacional son distintos a los gases de efecto invernadero (GEI) (13), que suelen desarrollarse solo en ciudades principales. Por lo tanto, los inventarios de emisiones que se utilizan actualmente para las evaluaciones de calidad de aire a escala nacional, regional o continental en Sudamérica derivan de conjuntos de datos globales (14). Por

lo que las iniciativas de inventario de emisiones de calidad de aire a nivel regional en Sudamérica son importantes para comprender la contribución de las diversas actividades humanas, modelar y predecir la composición atmosférica (15), (16).

Los estudios en relación con la caracterización de los contaminantes atmosféricos, resultan de interés tanto en determinar su concentración y distribución espacial ya que es importante tenerlo focalizado dentro de un área territorial, para que en función de los datos técnicos científicos, se pueda establecer un sistema de gestión ambiental integral que permita involucrarlos en los planes de desarrollo concertado de los gobiernos regionales y provinciales de nuestro país.

El distrito de Pacocha, ubicado en la provincia de Ilo, es el único a nivel del Perú que cuenta con una refinería y fundición de cobre, así como, con una línea de ferrocarril que transporta dicho mineral, también se puede identificar la presencia de industrias harineras de pescado, un parque automotor en crecimiento, áreas silvestres como son las lomas costeras de Amoquinto, espacios extensos de terrenos desérticos, y la actividad portuaria, con lo que se estaría agravando la calidad de aire y por consiguiente afectando a la salud de la población aledaña.

Por lo tanto, el siguiente trabajo de investigación ha tenido como finalidad *evaluar la relación de las variables meteorológicas en la dispersión espacio temporal de los contaminantes atmosféricos (PM_{10} , $PM_{2.5}$, SO_2 , NO_2 y O_3) del distrito de Pacocha*, con el fin de obtener información base y plantear estrategias de control de estos, lo cual contribuirá a la mejora de la gestión de la calidad del aire en la localidad. Sin inventarios de emisiones detalladas y confiables, hay pocas oportunidades para que los gobiernos locales como el distrito de Pacocha puedan desarrollar planes estratégicos para abordar sus problemas de contaminación del aire y monitorear sus efectos.

CAPÍTULO I: PLANTEAMIENTO DEL ESTUDIO

1.1 Planteamiento y formulación del problema

La contaminación del aire se ha convertido en un problema cada vez más importante a nivel mundial y regional, debido al impacto directo en la salud de las personas y los ecosistemas (17). Las políticas conjuntas de prevención y control de la contaminación atmosférica han centrado su interés en el control del material particulado (PM_{10} , y $PM_{2.5}$), dióxido de azufre (SO_2), dióxido de nitrógeno (NO_2) y ozono (O_3) (18, 19). Las principales fuentes de emisión de estos contaminantes corresponden a las actividades antrópicas a nivel urbano y a la contaminación atmosférica transfronteriza (factores intrínsecos) que relacionados con las condiciones meteorológicas (factores extrínsecos) permiten el planteamiento de estrategias de control en materia de salud pública (19).

El PM_{10} y $PM_{2.5}$, su principal fuente de emisión identificada corresponde al tráfico vehicular en carreteras pavimentadas y sin pavimentar, la industria de la construcción, las operaciones agrícolas, la erosión eólica de tierras agrícolas y no agrícolas, suspensión de polvo en áreas próximas a zonas desérticas (20) y las actividades mineras por averías mecánicas del mineral del suelo (explosivos y excavación), movimiento de maquinaria, tráfico de vehículos y equipos (22). Además del proceso de producción, las partículas metálicas PM se pueden dispersar en el proceso de almacenamiento y transporte de hierro desde los pueblos mineros hasta las industrias de procesamiento y exportación a través de los puertos, lo cual se lleva a cabo en trenes de carga abiertos y en transportadores industriales, aumentando así, la cantidad de transporte aéreo del PM (23).

Las observaciones satelitales han identificado que las fuentes puntuales de emisiones de SO_2 provienen de las fundiciones de cobre y níquel, de las centrales eléctricas, refinerías de petróleo, gas y de fuentes volcánicas(24). Una vez emitido el SO_2 , puede depositarse en la superficie o transformarse químicamente en material particulado (es decir, aerosol de sulfato) (25).

El 75% de los óxidos de nitrógeno (NO_x) a nivel mundial provienen de fuentes antropogénicas y aproximadamente el 50% del total de las fuentes de NO_x se emiten únicamente por la combustión de combustibles fósiles (26), así también de la quema de biomasa, de los procesos microbianos en los suelos y los rayos (27).

El 90% del O₃ se distribuye en la estratósfera y alrededor del 10% en la tropósfera, siendo esta zona un riesgo para la salud de las personas, su fuente de origen deriva de la estratósfera y de las reacciones fotoquímicas entre el monóxido de carbono (CO), radicales peróxido (generados por la oxidación fotoquímica de compuestos orgánicos volátiles, COV) y óxidos de nitrógeno (NO_x), productos de la quema de combustibles fósiles (parque automotor) y de las actividades industriales (28).

Un caso práctico se puede observar en los países asiáticos en desarrollo como India y China, que presentan un acelerado crecimiento poblacional exponencial e industrial, se ha calculado que en conjunto albergan al 36.5% de la población mundial (4). La calidad del aire es peor en la India, según los informes de la Organización Mundial de la Salud (OMS), 15, 21 y 18 ciudades de la India figuraron entre las 50 ciudades más contaminadas con PM₁₀ en 2011, 2014 y 2016, mientras que China tuvo 5, 1 y 5 para los mismos años, respectivamente (3, 29). Aunque algunos países de altos ingresos han mostrado mejoras en la calidad del aire en las últimas décadas, aproximadamente el 90% de la población mundial todavía vive en áreas que no cumplen con las pautas estándar de calidad del aire presentadas por la Organización Mundial de la Salud (OMS) (30).

América Latina y en especial nuestro país Perú, se ha enfrentado a un gran desafío al combinar un crecimiento económico (industrial, poblacional y un parque automotor en crecimiento) sin precedentes con la protección del medio ambiente y el desarrollo sostenible. América Latina junto con los países del Caribe, representan solo el 9% de la población mundial; sin embargo, tiene las tasas de urbanización más altas del mundo. Actualmente, alrededor del 80% de la población vive en áreas urbanas. Además de los problemas socioambientales relacionados con los centros urbanos e industriales, están en un rápido crecimiento y todo ello directamente vinculados con la disminución de la calidad del aire y los efectos del cambio climático en los ecosistemas naturales que son motivo de preocupación (31). A nivel del Perú, según el Instituto Nacional de Estadística e Informática - Encuesta Nacional de Programas Presupuestales 2014-2017, menciona que, en los hogares urbanos de la Costa, la población considera que el aire se encuentra contaminado en su zona o barrio es de 91.4 %, por lo que a nivel de regiones no se dispone de un inventario regional de emisiones de contaminantes atmosféricos con el detalle espacial y temporal necesario, para el modelado y el análisis para el apoyo de políticas de calidad de aire.

Es bien sabido que la contaminación del aire puede tener varios efectos agudos y a largo plazo sobre la salud humana. Varios estudios epidemiológicos han demostrado que el grado de exposición a partículas ambientales (PM) o dióxido de nitrógeno (NO₂) está asociado con la mortalidad diaria, principalmente por enfermedades cardiovasculares y respiratorias (32, 33). También se ha demostrado que los contaminantes gaseosos, como el dióxido de nitrógeno (NO₂), el ozono (O₃) y el monóxido de carbono (CO), tienen efectos adversos sobre la mortalidad y morbilidad (34).

El NO₂ tiene un efecto amplificador sobre la respuesta asmática a la exposición de alérgenos. Una exposición breve (15 a 30 min) a 500 µg/m³ parece aumentar la reacción. Algunos datos sugieren que la exposición al NO₂ en concentraciones que ocurren en áreas muy transitadas (15 min a 500 µg/m³) puede aumentar la reacción inflamatoria alérgica en las vías respiratorias sin causar síntomas o disfunción pulmonar (33). El PM al ingresar al sistema respiratorio humano por inhalación, las partículas gruesas (PM₁₀) se depositan principalmente en vías aéreas y cabeza (35) y las partículas menores a PM_{2.5} (finas), pasan a los pulmones, y dependiendo del diámetro llegan hasta los alveolos, alcanzando incluso a la circulación sistémica, dando origen a enfermedades como cáncer al pulmón, asma, enfermedades respiratorias en caso de las partículas gruesas (36). A pesar de la intensa investigación en relación al PM, todavía hay muchas incógnitas por responder sobre las fuentes del PM, vías atmosféricas y efectos sobre la salud.

Anualmente, casi 3 millones de personas han muerto prematuramente debido al deterioro de la calidad del aire en todo el mundo e incluso han causado grandes pérdidas económicas (37). Estas muertes se han atribuido al aumento significativo de la demanda de vehículos de motor privado, debido al crecimiento sustancial de la población (38), provocando concentraciones muy elevadas de los contaminantes atmosféricos, esto con mayor frecuencia en las ciudades que experimentan un rápido desarrollo en la construcción intensa de sus infraestructuras y la dispersión de contaminantes, como una medida de mitigación significativa para la contaminación del aire no es considerada usualmente (39). En consecuencia, las estrategias de construcción apresuradas e irracionales llevaron a una falta de ventilación, evitando la dispersión de contaminantes (40)

Es así que, siendo la ciudad de Ilo que cuenta con un puerto industrial, con un rápido desarrollo de espacio urbano y con una población aproximada de 90 mil habitantes, con presencia de emisiones de fuentes móviles como el parque automotor en crecimiento exponencial, presencia de fuentes fijas como instalaciones pesqueras, fundiciones y refinería de cobre, y naturalmente espacios extensos de terrenos desérticos, carece de estudios continuos sobre el comportamiento de contaminantes atmosféricos como el PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂ y O₃ y su relación con las variables meteorológicas, por lo que es importantes conocer al detalle las variaciones temporales y espaciales en la calidad del aire, lo cual puede estar perjudicando a la salud de la población presente en el distrito de Pacocha.

1.1.1 Problema principal

- ¿Cuál es la relación de las variables meteorológicas en la dispersión espacio temporal de los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, O₃) del distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 - 2020?

1.1.2 Problemas secundarios

- ¿Cuál es la concentración de PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃ en la atmósfera del distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 - 2020?
- ¿Cuáles son las características meteorológicas (temperatura, humedad relativa, velocidad y dirección del viento) que presenta la atmósfera del distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 - 2020?
- ¿Cuál es la relación de los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) con las variables meteorológicas en la atmósfera del distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 - 2020?
- ¿Cuáles son los conglomerados de las trayectorias de retorno de HYSPLIT que llegan al distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 – 2020?

1.2 Objetivos de la investigación.

1.2.1 Objetivo general

- Determinar la relación de las variables meteorológicas en la dispersión espacio temporal de los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) del distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 - 2020.

1.2.2 Objetivos específicos

- Determinar la concentración de PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃ en la atmósfera del distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 - 2020.
- Determinar las características meteorológicas (temperatura, precipitación, humedad relativa, velocidad y dirección del viento) que presenta la atmósfera del distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 - 2020.
- Determinar la relación de los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) y las variables meteorológicas del distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 - 2020.
- Analizar los conglomerados de las trayectorias de retorno de HYSPLIT que llegan al distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 – 2020.

1.3 Justificación e importancia de la investigación

A escala global se conoce que la contaminación atmosférica es un suceso que no solo está deteriorando la calidad del aire, sino también el deterioro de calidad de vida humana, así que, la Organización Mundial de la Salud (OMS) dio a conocer que el 4 y 8 por ciento de muertes en el mundo se relacionan con la contaminación atmosférica (41), así mismo la expansión y crecimiento de las ciudades ha dado origen a este deterioro de la calidad del aire, en donde la población habitante es la más perjudicada por que están expuestos a diferentes contaminantes (42).

Un paso clave para estimar y administrar la concentración de los contaminantes atmosféricos como el CO₂, NO_x, CO, SO₂, PM_{2.5}, PM₁₀, y O₃ de manera integral

consiste en cuantificar sus principales factores de influencia dentro del distrito de Ilo. Las emisiones antropogénicas han sido ampliamente aceptadas como el impulsor dominante de las concentraciones de PM, mientras que las condiciones meteorológicas también ejercen una fuerte influencia en las variaciones de PM y los contaminantes atmosféricos a largo plazo (43).

Los países de América del Sur (AS) en especial el Perú, suelen centrarse en los inventarios de Gases de Efecto Invernadero (GEI) como parte de la obligación de acuerdos asumidos en la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), pero los inventarios de emisiones distintos de GEI en AS se centran principalmente en las megaciudades como es el caso de Lima, quedando relegadas las otras regiones, en un esfuerzo por comprender las interacciones y los mecanismos de retroalimentación entre las emisiones, la calidad de aire y la salud pública.

Según el Decreto Supremo N° 074-2001-PC y la Resolución Ministerial N° 339-2012-MINAM clasifican a la provincia de Ilo dentro de las Zonas de Atención Prioritarias (ZAP) de calidad de aire. La provincia de Ilo cuenta con tres distritos: Ilo, Algarrobal y Pacocha, este último, cuenta dentro de su jurisdicción con la refinería de cobre correspondiente a la empresa Southern Perú, en la que realizar inventariados que permitan medir el estado de la calidad de aire es importante como parte de las políticas de salud pública y protección del medio ambiente. Sin inventarios de emisiones detallados y confiables, hay pocas oportunidades para que los gobiernos locales como el distrito de Pacocha desarrollen planes estratégicos para abordar sus problemas de contaminación del aire y monitorear sus efectos.

1.4 Hipótesis.

1.4.1 Hipótesis general

H₀= Existe relación de las variables meteorológicas en la dispersión espacio temporal de los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) en el distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 - 2020.

H₁= No existe relación de las variables meteorológicas en la dispersión espacio temporal de los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) en el distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 – 2020.

1.5 Variables de investigación

El presente trabajo de investigación, ha tenido como objetivo medir el grado de asociación, relación o intensidad (dependencia o independencia estadística) de las dos variables de estudio, mas no la causalidad (causa y efecto) (44, 45). A continuación, se detalla las características de la operacionalización de variables.

- **Variable 1** = Variables meteorológicas
 - Temperatura
 - Humedad relativa
 - Velocidad y dirección del viento.

- **Variable 2** = Concentración de los contaminantes atmosféricos
 - PM_{2.5}, PM₁₀, NO₂, SO₂ y O₃

Tabla 1. Operacionalización de las variables

VARIABLE	DIMENSIÓN	INDICADOR	ESCALA DE MEDICIÓN	UNIDAD DE MEDIDA	INSTRUMENTO DE MEDICIÓN
VARIABLES METEOROLÓGICAS	Temperatura	<ul style="list-style-type: none"> • Temperaturas máximas. • Temperaturas mínimas. 	Intervalo	°C	Ficha de registro de monitoreo
	Humedad	<ul style="list-style-type: none"> • Humedad relativa máxima. • Humedad relativa mínima. 	Razón	%	Ficha de registro de monitoreo
	Velocidad del viento	<ul style="list-style-type: none"> • Calma (< 1.39 m/s). • Flojo (1.7 - 5.6 m/s). • Moderados (5.8 - 11.1 m/s). • Fuertes (11.4 - 19.4 m/s). • Muy Fuertes (19.7 - 33.3 m/s). • Huracanados (> 33.3m/s). 	Razón	m/s	Ficha de registro de monitoreo

	Dirección del viento	<ul style="list-style-type: none"> • Norte (N de 337.5° - 22.5 °) • Noreste (NE de 22.5 ° - 67.5 °) • Este (E de 67.5 ° - 112.5 °) • Sureste (SE de 112.5 ° - 157.5 °) • Sur (S de 157.5 ° - 202.5 °) • Suroeste (SW de 202.5 ° - 247.5 °). • Oeste (W de 247.5 ° - 292, 5 °) • Noroeste (NW de 292.5 ° - 337.5 °). 	Razón	o	Ficha de registro de monitoreo
CONCENTRACIÓN DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS	PM ₁₀ y PM _{2.5}	Concentraciones máximas y mínimas	Razón	μg/m ³	Ficha de registro de monitoreo
	NO ₂	Concentraciones máximas y mínimas	Razón	μg/m ³	Ficha de registro de monitoreo
	SO ₂	Concentraciones máximas y mínimas	Razón	μg/m ³	Ficha de registro de monitoreo
	O ₃	Concentraciones máximas y mínimas	Razón	μg/m ³	Ficha de registro de monitoreo

CAPÍTULO II: MARCO TEÓRICO

2.1 Antecedentes de la investigación

2.1.1 Internacionales

Los estudios relacionados con la caracterización de contaminantes atmosféricos resultan de interés tanto en determinar su concentración y distribución espacial, ya que es importante tenerlo focalizado dentro de un área territorial, para que en función de los datos técnicos científicos se pueda establecer un sistema de gestión ambiental integral, que permita involucrarlos en los planes de desarrollo concertado por los gobiernos regionales y provinciales de nuestro país. Según el estudio realizado por (46) estudiaron las características de la distribución espacial y temporal de los contaminantes atmosféricos del aire en la provincia de Shandong, China. Los resultados muestran que existen diferencias regionales significativas en la concentración de contaminantes dentro de la provincia de Shandong. La concentración de partículas y contaminantes gaseosos en el oeste y el norte de Shandong, es significativamente mayor que en el este de Shandong. Las concentraciones promedio de $PM_{2.5}$, PM_{10} , SO_2 y NO_2 fueron más altas en invierno y más bajas en verano, mientras que la concentración de O_3 alcanzó su punto máximo en verano.

La contaminación del aire en la provincia de Ilo ha atraído un gran interés por parte del estado y la comunidad científica por estar dentro de una Zona de Atención Prioritaria de la calidad de aire a nivel del Perú. El PM_{10} y $PM_{2.5}$ son los principales contaminantes del aire presentes en ciudades con actividades industriales y con una gran densidad poblacional. La cuantificación de las interacciones entre las condiciones meteorológicas y las concentraciones de PM_{10} , $PM_{2.5}$ es esencial para comprender la variabilidad de buscar métodos para controlarlas. El trabajo desarrollado por (47) sobre la influencia de las condiciones meteorológicas en las concentraciones de $PM_{2.5}$ en China sustenta que, desde el 2013, la medición de $PM_{2.5}$ se ha realizado ampliamente en 1436 estaciones en todo el país y se han publicado más de 300 artículos centrados en las interacciones de $PM_{2.5}$ – meteorología, descubriendo que los métodos de análisis de causalidad son los más adecuados para extraer la influencia de factores meteorológicos individuales, mientras que los modelos estadísticos son buenos para cuantificar el efecto general de múltiples factores meteorológicos en las concentraciones de $PM_{2.5}$. Los modelos de transporte químico tienen el potencial de proporcionar una estimación dinámica de las concentraciones de $PM_{2.5}$, al considerar

las emisiones antropogénicas, el transporte y la evolución de contaminantes. Así mismo determinaron que los principales factores meteorológicos pueden afectar las concentraciones de PM_{2.5}, incluida la dispersión, el crecimiento, la producción química, la fotólisis y la deposición de PM_{2.5}, también examinaron cuidadosamente los efectos de retroalimentación de las concentraciones de PM_{2.5} sobre los factores meteorológicos.

La provincia de Ilo cuenta con una peculiaridad, está situada en la costa marítima del sur del Perú, donde las actividades industriales son fuentes de origen de los contaminantes atmosféricos que en su momento tuvo un gran impacto en la salud de las personas e integridad de sus ecosistemas como son las lomas costeras. Según (48) investigaron las contribuciones de las emisiones marítimas a las concentraciones atmosféricas de contaminantes gaseosos (NO, NO₂, SO₂ y O₃) y de partículas (tamaños de 0,009 mm a 30 mm) considerando las maniobras (llegada y salida de barcos), hotelería y fases (incluidas las actividades de carga / descarga). Los resultados obtenidos, mostraron que las distribuciones de tamaño de las contribuciones de envío fueron diferentes para las dos fases y podrían describirse eficientemente, utilizando datos medidos, considerando cuatro rangos de tamaño. La comparación de los conjuntos de datos entre los años 2012 y 2014 no mostró cambios significativos de las emisiones de los contaminantes gaseosos, de partículas y de la contribución a la concentración de masa de partículas.

En el trabajo de (49), analizaron mediciones de cinco años de contaminantes del aire en 6 sitios en Lhasa, una gran ciudad típica de gran altitud al suroeste de China, desde enero de 2013 hasta diciembre de 2017. Los contaminantes del aire en los 6 sitios en Lhasa generalmente mostraron patrones similares de variaciones diurnas y mensuales, que indican el entorno atmosférico mixto y el efecto general de las condiciones meteorológicas en la ciudad. En comparación con otras ciudades capitales de provincia en China, Lhasa tiene bajas concentraciones de contaminantes del aire, excepto el O₃ y, por lo tanto, una mejor calidad del aire. Así también, en el trabajo de (50) utilizaron datos de las mediciones de calidad del aire tomadas en diferentes regiones de Teherán con el fin de analizar las variaciones espaciales y temporales de partículas, así como los contaminantes gaseosos; para luego, identificar los aspectos climatológicos típicos de los contaminantes del aire. Los resultados evidenciaron que, las concentraciones de partículas en el norte de Teherán son más bajas al mediodía en

comparación con la medianoche de Teherán. Las concentraciones medias anuales observadas de $PM_{2.5}$ y PM_{10} en el norte de Teherán fueron 37.5 y 76.3 mg/m^3 , respectivamente, que son sustancialmente mayores a los límites de seguridad medios anuales nacionales de 10 mg/m^3 para $PM_{2.5}$ y 20 mg/m^3 para PM_{10} .

Según (51) estudiaron el N atmosférico emitido por el Área Metropolitana de Buenos Aires (MABA) que es la tercera megaciudad de América Latina y deposición en la zona de las aguas costeras del Río de la Plata. Este estudio describe las parametrizaciones incluidas en el modelo DAUMOD-RD (v.3) para evaluar las concentraciones de compuestos nitrogenados (dióxido de nitrógeno, gaseoso ácido nítrico y aerosol de nitrato) y su total (seca y deposición húmeda) a la superficie del agua. Este modelo, se aplica a fuentes de área; el modelo CALPUFF a fuentes puntuales de NO_x en el MABA. Los modelos se ejecutan para 3 años de datos meteorológicos por hora, con una resolución espacial de 1 km^2 . La deposición anual media es de $69,728$ $kg-N$ año⁻¹ sobre 2339 km^2 de río. La deposición seca contribuciones de $N-NO_2$, $N-HNO_3$ y $N-NO_3$ - a este valor son 44% , 22% y 20% , respectivamente. La deposición húmeda de $N-HNO_3$ y $N-NO_3$ - representa el 3% y el 11% del valor anual total, respectivamente. Esta contribución muy baja se debe a la rara ocurrencia de horas de lluvia con viento que sopla desde la ciudad hacia el río. El flujo de deposición seca mensual estimado para las aguas costeras de MABA varía entre 7 y 13 $kg-N$ km^{-2} mes⁻¹. Estos resultados son comparables a los valores reportados para otras zonas costeras del mundo.

Los inventarios de emisiones son esenciales para comprender la contribución de diversas actividades humanas, modelar y predecir la composición atmosférica cambiante y diseñar medidas de mitigación rentables. En la actualidad, los inventarios nacionales de emisiones de América del Sur (SA) se centran en los gases de efecto invernadero (GEI) como parte de su obligación con la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático (CMNUCC), debería tomarse como la misma trascendencia, los inventarios de emisiones de contaminantes atmosféricos antropogénicos, y más en la provincia de Ilo.

Así lo confirma el trabajo (10) en el que realizaron una evaluación de inventarios de emisiones de contaminantes atmosféricos antropogénicos para América del Sur a escala nacional y urbana. Examinaron las estimaciones de emisiones de contaminantes atmosféricos de varios inventarios globales para cinco países de Sudamérica,

Argentina, Brasil, Chile, Colombia y Perú. Realizaron un análisis más detallado de los inventarios de emisiones de EDGAR y ECLIPSE, en particular comparando los inventarios a escala de ciudad local de una ciudad importante en cada país. Las posibles fuentes de discrepancias entre los inventarios globales y locales incluyen los sustitutos de la distribución espacial, la diferencia en los factores de emisión utilizados y / o el uso de datos estadísticos genéricos del país al estimar las emisiones. Esto resalta la importancia de utilizar información local al generar inventarios nacionales de emisiones, especialmente para el modelado de la calidad del aire y el desarrollo de medidas de mitigación efectivas. Este estudio representa el primer paso hacia una mayor comprensión de las fortalezas y debilidades de la información sobre emisiones en Sudamérica.

2.1.2 Nacionales

A nivel nacional los trabajos más importantes son los realizados por el Instituto Geofísico del Perú (IGP) y por las universidades presentes en la ciudad de Huancayo (52), determinaron $PM_{2.5}$ en masa y el contenido de oligoelementos e iones solubles en agua en muestras recolectadas en el área metropolitana de Huancayo. Los resultados obtenidos fueron que la concentración anual (promedio) de $PM_{2.5}$ oscila entre $3,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $36,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($16,6 \pm 6,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) en caso de las estaciones de estudio, estos resultados excedieron los umbrales de las normas de calidad de aire de la OMS, con respecto a los oligoelementos en la zona urbana y rural, se observaron diferencias significativas ($p < 0,05$), los análisis con PCA y HCA, demostraron que las fuentes más importantes de elementos traza, fueron de origen natural (suelo re suspensión) y fuentes vehiculares (combustión, abrasión de neumáticos, desgaste de partes del automóvil).

Así también, el trabajo según (53), caracterizaron la composición química del PM atmosférico en una estación ubicada en el centro urbano de la ciudad de Huancayo. Los resultados fueron de PM_{10} ($64,54 \pm 30,87 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y $PM_{2.5}$ ($34,47 \pm 14,75 \mu\text{g}/\text{m}^3$), superando la normativa anual de calidad de aire para Perú, donde el $PM_{2.5}$ presentó mayor abundancia, así mismo se evidenció mayor concentración de PM_{10} y $PM_{2.5}$ en periodo seco, con respecto a la parte química, se encontraron elementos geológicos (8%), metales (12%) y metaloides (7%) en PM_{10} y en $PM_{2.5}$ no metales (4%), iones (11%) y especies carbonaceas (44%). El estudio concluyó la problemática del PM en la

ciudad de Huancayo, la evidencia del riesgo del $PM_{2.5}$ a la salud pública, donde el sector transporte fue la fuente más importante de emisión.

El trabajo desarrollado por (54) midieron la concentración atmosférica de NO_2 en Lima – Perú, por un año utilizando muestreadores pasivos. La concentración fue estable y no se observó cambio estacional evidente. Además, la distribución de la NO_2 en todo Lima fue monitoreada dos veces en diferentes estaciones. Los promedios de concentraciones de NO_2 en 33 y 27 sitios de este monitoreo fueron 17.1 y 15.3 ppb, respectivamente. La distribución de NO_2 fue alta en el centro de la ciudad y disminuyó gradualmente con la distancia. El viento que casi siempre soplaba desde el océano tuvo una gran influencia en los niveles alto de NO_2 y el cambio de concentración de CO. Se sugiere que la zona residencial en el lado noreste forme un canal topológico entre colinas para expulsar los contaminantes del centro de la ciudad.

Según (55) exploraron el uso de un conjunto de datos de nivel 2 de dióxido de azufre (SO_2) del instrumento OMI, junto con la profundidad óptica del aerosol y los datos del exponente Ångström del espectrorradiómetro MODIS, para estimar las cargas de SO_2 en atmósferas claras y turbias. Los patrones espaciales de las cargas de SO_2 en condiciones atmosféricas contaminadas se comparan con un modelo regional de dispersión de contaminantes (CALPUFF) y observaciones de campo cerca de la ciudad andina peruana, La Oroya, que es uno de los lugares más contaminados del mundo. La eficacia de esta metodología se examina más a fondo incorporando vectores de viento síncronos. Los resultados muestran que la dinámica espacio - temporal de OMI SO_2 está de acuerdo con las mediciones de campo y CALPUFF.

Los datos del satélite de SO_2 obtenidos en condiciones óptimas de visualización y cielos despejados también se comparan con observaciones de campo. Se encuentra una correlación entre las mediciones in situ y las estimaciones de OMI. La correlación aumenta durante días con aerosoles predominantemente finos cuando los exponentes de Ångström están entre 0,7 y 1. Además, las técnicas del promediado de píxeles y la filtración de frecuencia espacial baja y alta, aplicadas a los datos de SO_2 OMI, dan como resultado una representación más fiable de la media de la columna de SO_2 . El documento concluye que el SO_2 antropogénico se puede monitorear desde el espacio, incluso en condiciones de cielo turbio. Esto demuestra el potencial del uso de productos satelitales para mejorar el modelo de predicción de la calidad del aire.

Así como (56) recopilaron datos de monitoreo del aire de cuatro años (desde 2015 a 2018) para evaluar el impacto de parámetros meteorológicos como la temperatura, la humedad relativa, la velocidad del viento y la dirección del viento en la variabilidad espacial y temporal de CO (monóxido de carbono), NO₂ (óxido de nitrógeno), O₃ (ozono), SO₂ (dióxido de azufre), PM₁₀ y PM_{2.5} (material particulado con diámetro aerodinámico menor a 2.5µm y 10µm respectivamente) en el Área Metropolitana de Lima - Perú.

Se identificaron los efectos de los eventos meteorológicos sobre la variabilidad estacional de concentración de contaminantes relacionados con el tráfico. Utilizando datos promedio de las ocho estaciones, se encontró que la media mensual de contaminantes relacionados con el tráfico desde el 2015 al 2018 era más alta en primavera e invierno y más baja en otoño y verano. La baja velocidad del viento se asoció con eventos que contribuyen a niveles elevados de PM_{2.5} estacional. Los coeficientes de correlación entre las concentraciones de PM_{2.5} y las variables meteorológicas fluctuaron significativamente a lo largo de diferentes estaciones. Las altas concentraciones de PM_{2.5} se asociaron con la baja humedad relativa y los fuertes vientos en primavera. Los resultados sugieren que existe una variación estacional de la concentración de PM_{2.5} y establecen la necesidad de un trabajo futuro sobre la comprensión de los efectos de la contaminación del aire en la salud humana.

2.1.3 Regional

En la región de Moquegua se tiene un estudio en relación con la emisión de dióxido de azufre por la refinería de cobre, situada en la provincia de Ilo. En el cual (57) reportaron las primeras observaciones diarias de las emisiones de dióxido de azufre (SO₂) de las fundiciones de cobre mediante un sensor satelital: el Instrumento de Monitoreo de Ozono (OMI) en la nave espacial EOS / Aura de la NASA. Se detectaron emisiones de dos fundiciones peruanas (La Oroya e Ilo) hasta en un 80% de los pasos elevados de OMI entre septiembre de 2004 y junio de 2005.

La producción de SO₂ de cada fundición en este período, se evaluó y comparó con las emisiones contemporáneas de los volcanes activos en Ecuador y en el sur de Colombia. Se estimó que la descarga anual de SO₂ de la fundición de Ilo, fundición de La Oroya y de los volcanes en el 2004-2005, asciende a 0,3 0,1 +0,2, 0,07 ± 0,03 y 1,2

$\pm 0,5$ Tg, respectivamente. Este estudio confirma el potencial de OMI como una herramienta eficaz para la evaluación de las emisiones antropogénicas y naturales de SO₂. Las columnas de fundición transportan una variedad de metales tóxicos además del SO₂ y se recomienda un monitoreo continuo para mitigar los impactos ambientales y de salud.

Una de las publicaciones que ha tenido controversia en los años 1996 al 2010 en la provincia de Ilo es el trabajo desarrollado por (58) la ONG “Labor” sobre la problemática ambiental en referencia a la calidad de aire en la provincia de Ilo, donde detalla las implicancias ambientales sobre los cultivos de Olivo y su alcance al Valle de Tambo de la Provincia de Islay –Arequipa por las actividades de la Southern Copper Corporation.

2.2 Bases teóricas

2.2.1 Contaminación atmosférica

La contaminación atmosférica, tiene diferentes definiciones que en suma se puede definir como la presencia de una sustancia que en concentraciones considerables tiene efecto en la salud de las personas y en la biodiversidad (59). La figura 1, muestra los contaminantes atmosféricos gaseosos presentes en una zona urbana, producto de la actividad vehicular e industrial, por lo que se podría definir a la contaminación atmosférica como cualquier material gaseoso o particulado en el aire, que no sea un constituyente normal del aire o no está normalmente presente en el aire en altas concentraciones. Sin embargo, tal implicación ignora que la atmósfera de la Tierra ha sufrido cambios sustanciales a lo largo del tiempo y fue influenciada por muchas otras variables, como los efectos de los desastres naturales, incluidas las erupciones volcánicas y los incendios forestales, en la atmósfera (60).

Una definición más completa de contaminación del aire sostiene que es la presencia en la atmósfera de sustancias o energía en cantidades superiores a lo establecido y de tal duración que pueden causar daños a la vida, daños materiales o cambios en el clima (61). Sin embargo, (62) define que, un contaminante del aire es cualquier gas o partícula que en una concentración suficientemente alta, puede ser dañina para la vida, el medio ambiente y/o la propiedad.

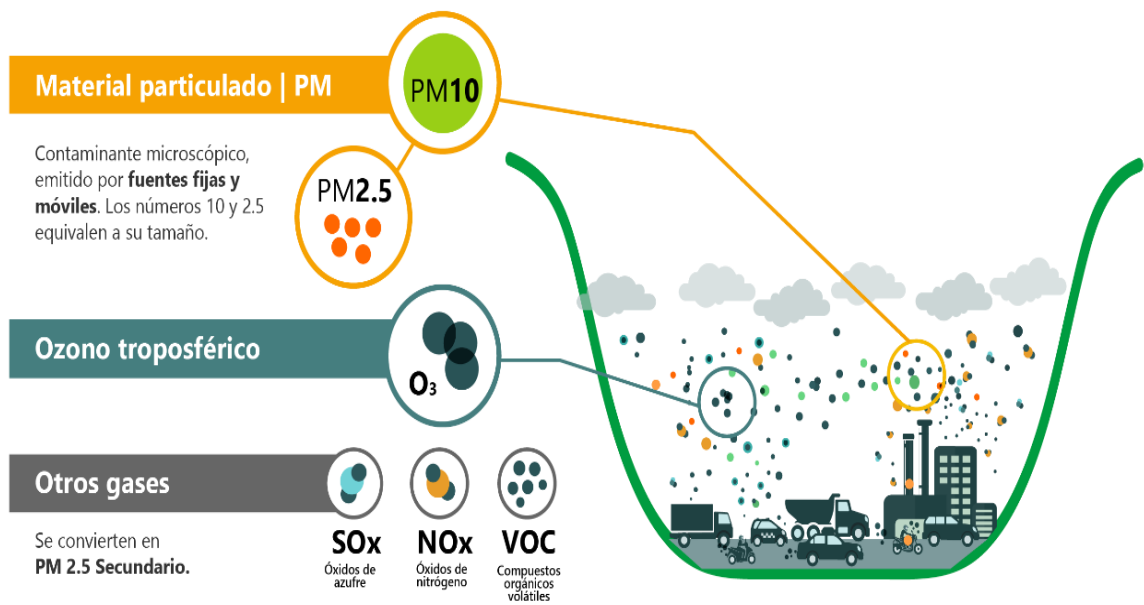


Figura 1. Principales contaminantes de Aire

2.2.2 Contaminación atmosférica y su implicancia en la salud

a) Materia particulada (PM₁₀ y PM_{2.5}) efectos sobre la salud

El PM afecta a más personas que cualquier otro contaminante. Los componentes principales de las partículas son: sulfato, nitrato, amoníaco, cloruro de sodio, carbón negro, polvo mineral y agua. Consiste en una mezcla compleja de partículas sólidas y líquidas de sustancias orgánicas e inorgánicas suspendidas en el aire. Las partículas más dañinas para la salud son aquellas con un diámetro de 10 micrones o menos, (\leq PM) (ver figura 2) que pueden penetrar y alojarse profundamente en los pulmones.

La exposición crónica a partículas contribuye al riesgo de desarrollar enfermedades cardiovasculares y respiratorias, así como el cáncer al pulmón. Las mediciones de la calidad del aire se informan típicamente en términos de concentraciones medias diarias o anuales de partículas PM por metro cúbico de volumen de aire (m). Las mediciones de rutina de la calidad del aire suelen describir dichas concentraciones de partículas en términos de microgramos por metro cúbico ($\mu\text{g} / \text{m}$). Cuando se dispone de herramientas de medición suficientemente sensibles, también se informan las concentraciones de partículas finas (PM_{2.5} o más pequeñas) (63).

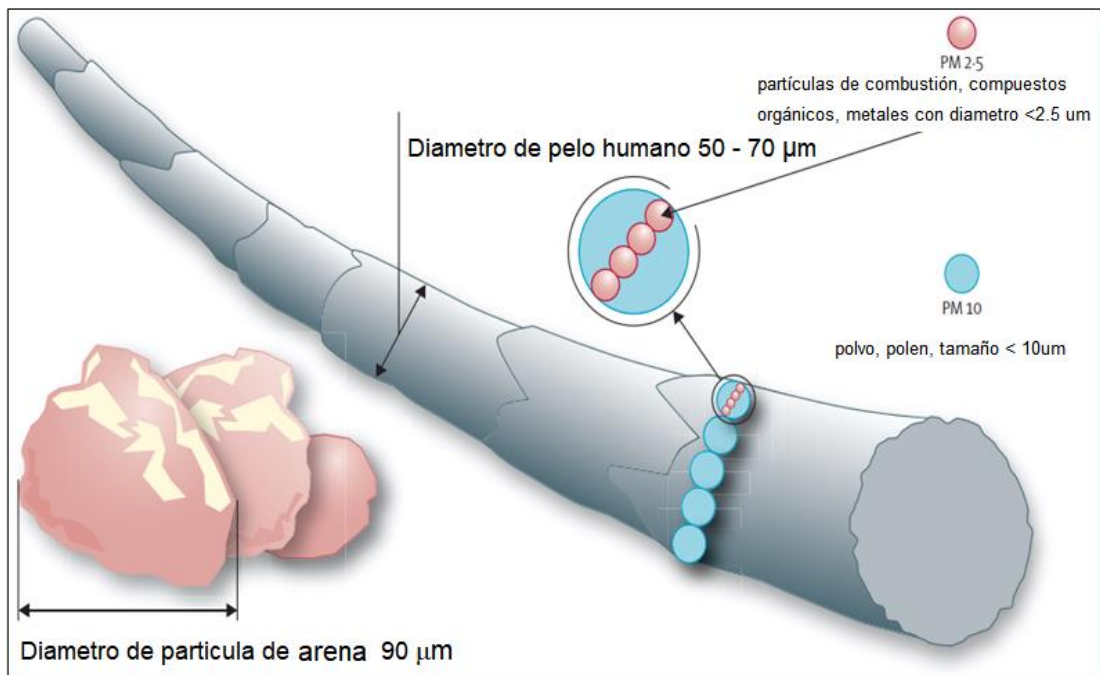


Figura 2. Tamaño del material particulado. Imagen modificada con permiso de la Agencia de Protección Ambiental de EE. UU. PM = material particulado (35).

La exposición a corto plazo a $PM_{2.5}$ ambiental y PM de diámetro 2.5–10 μm en cohortes prospectivas de niños y adultos asmáticos se ha asociado con síntomas de asma, especialmente en niños con sensibilización alérgica. La exposición prolongada a PM, se asocia con el asma mal controlada y con la disminución de la función pulmonar en niños y adultos. Varios estudios en niños y adultos han mostrado asociaciones entre la exposición a corto y largo plazo a $PM_{2.5}$ o PM_{10} y un mayor uso en el cuidado de la salud, estas asociaciones generalmente se atenúan parcialmente, pero persisten después de la exposición a los contaminantes. Alguna evidencia sugiere que, la PM es una causa del asma incidente (35).

Se identificaron asociaciones independientes entre la exposición a PM_{10} en el útero y durante la infancia con asma, diagnosticada por un médico en un estudio de casos y controles anidado dentro de una gran cohorte de nacimientos. Aunque varios estudios han identificado asociaciones entre la prevalencia del asma y la exposición a MP al aire libre, este hallazgo no siempre ha sido consistente. Además, las partículas con frecuencia se correlacionan fuertemente con el ozono, los óxidos de nitrógeno y los óxidos de azufre, lo que contribuye a confundir estas asociaciones. En resumen, hay

evidencia sustancial que apoya la idea de que los niveles ambientales de PM exacerbaban el asma existente, particularmente al contribuir al estrés oxidativo y a la inflamación alérgica, y existen evidencias que apoya que el PM puede ocasionar nuevos casos de asma (32). Esto se puede corroborar en la figura 3, sobre la deposición compartimental del PM, en las diferentes estructuras del sistema respiratorio y por ende su afectación fisiológica.

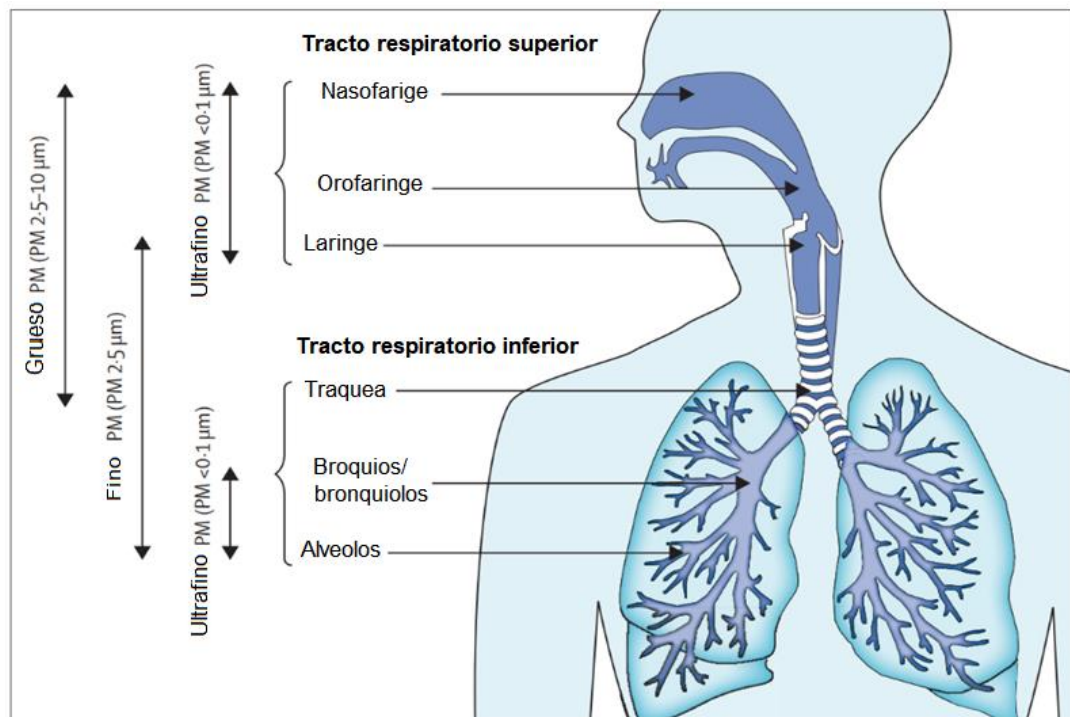


Figura 3. Deposición compartimental de material particulado (35).

Las "Directrices de la OMS sobre la calidad del aire", estiman que la reducción de las concentraciones medias anuales de material particulado (PM) de niveles de 70 µg / m, comunes en muchas ciudades en desarrollo, al nivel de las directrices de la OMS de 20 µg / m, podría reducir las muertes relacionadas con la contaminación del aire alrededor del 15%. Sin embargo, incluso en la Unión Europea, donde las concentraciones de PM en muchas ciudades cumplen con los niveles de las Directrices, se estima que la esperanza de vida promedio es de 8,6 meses más baja de lo que sería de otro modo, debido a la exposición a PM de fuentes humanas (63).

b) Ozono (O₃)

Definición y fuentes principales

El ozono a nivel del suelo, que no debe confundirse con la capa de ozono de la atmósfera superior, es uno de los principales componentes del smog fotoquímico. Está formado por la reacción con la luz solar (reacción fotoquímica) de contaminantes como: los óxidos de nitrógeno (NO) de las emisiones de los vehículos e industrias; los compuestos orgánicos volátiles (COV) emitidos por los vehículos, disolventes y también las industrias (ver figura 4). Como resultado, los niveles más altos de contaminación por ozono ocurren durante los períodos de clima soleado (41).

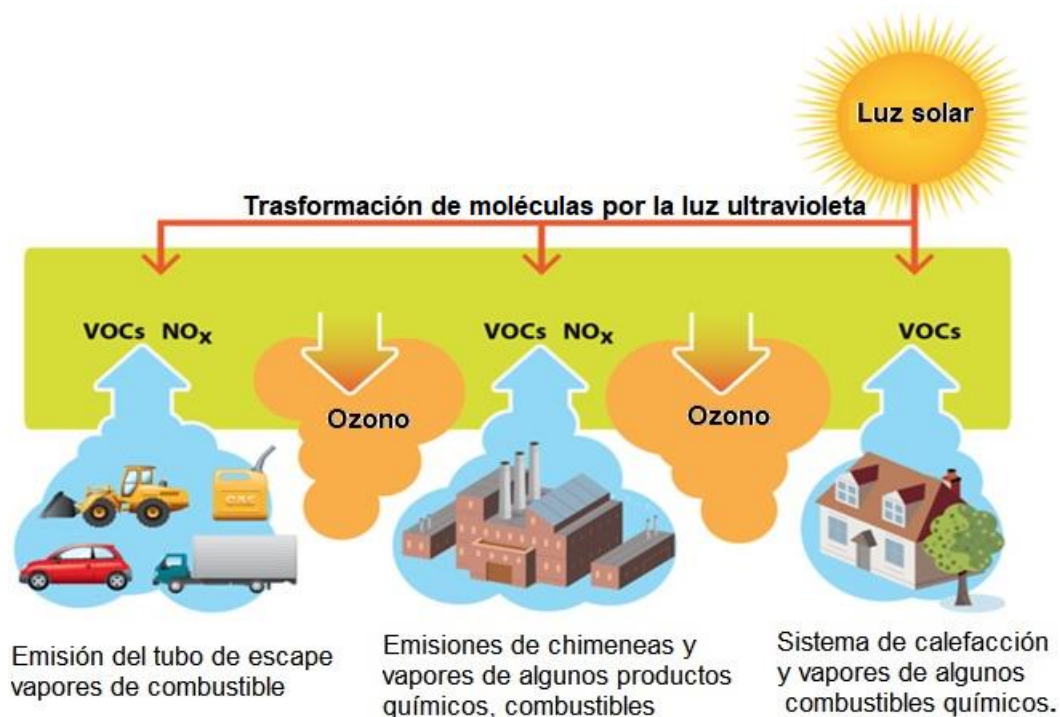


Figura 4. Las fuentes de NO_x y COV que contribuyen a la formación de ozono a nivel del suelo incluyen vehículos, equipos de jardinería y césped, pinturas y solventes, estaciones de servicio, fábricas y otras actividades que resultan en la quema de combustibles fósiles (41).

Efectos en la salud

El exceso de ozono en el aire puede tener un efecto notable en la salud humana. Puede causar problemas respiratorios, desencadenar asma, reducir la función pulmonar y causar enfermedades pulmonares. En Europa, actualmente es uno de los

contaminantes atmosféricos más preocupantes. Varios estudios europeos han informado que la mortalidad diaria aumenta en un 0,3% y las enfermedades cardíacas en un 0,4%, por cada 10 $\mu\text{g} / \text{m}^3$ de aumento a la exposición al ozono (63).

c) Óxido de Nitrógeno (NO_x)

Hay varios óxidos estables de reacciones entre N_2 y O_2 , ambos componentes principales del aire (76% y 21%, respectivamente). Incluyen óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO), dióxido de nitrógeno (NO_2), trióxido de dinitrógeno (N_2O_3) simétrico y asimétrico, tetraóxido de nitrógeno (N_2O_4) y pentóxido de nitrógeno (N_2O_5). El N_2O o “gas de la risa” no está clasificado como contaminante del aire. Ocurre naturalmente en el aire no contaminado a partir de procesos biológicos en el suelo y se usa médicamente como un anestésico ligero. Su concentración en la atmósfera inferior oscila entre 0,25 y 0,29 ppm (0,47–0,55 mg / m^3) con ligeras variaciones estacionales y geográficas. El NO , es un gas incoloro que se forma durante la reacción entre el N y el O_2 en la atmósfera (ver figura 5). No es inflamable, pero se combina fácilmente con el oxígeno para formar NO_2 . El NO_2 , es un gas denso, de color marrón rojizo, con olor acre. El NO_2 , reacciona con el agua para producir una solución que contiene una mezcla de ácidos nitroso y nítrico (HNO_2 y HNO_3 , respectivamente) (60).

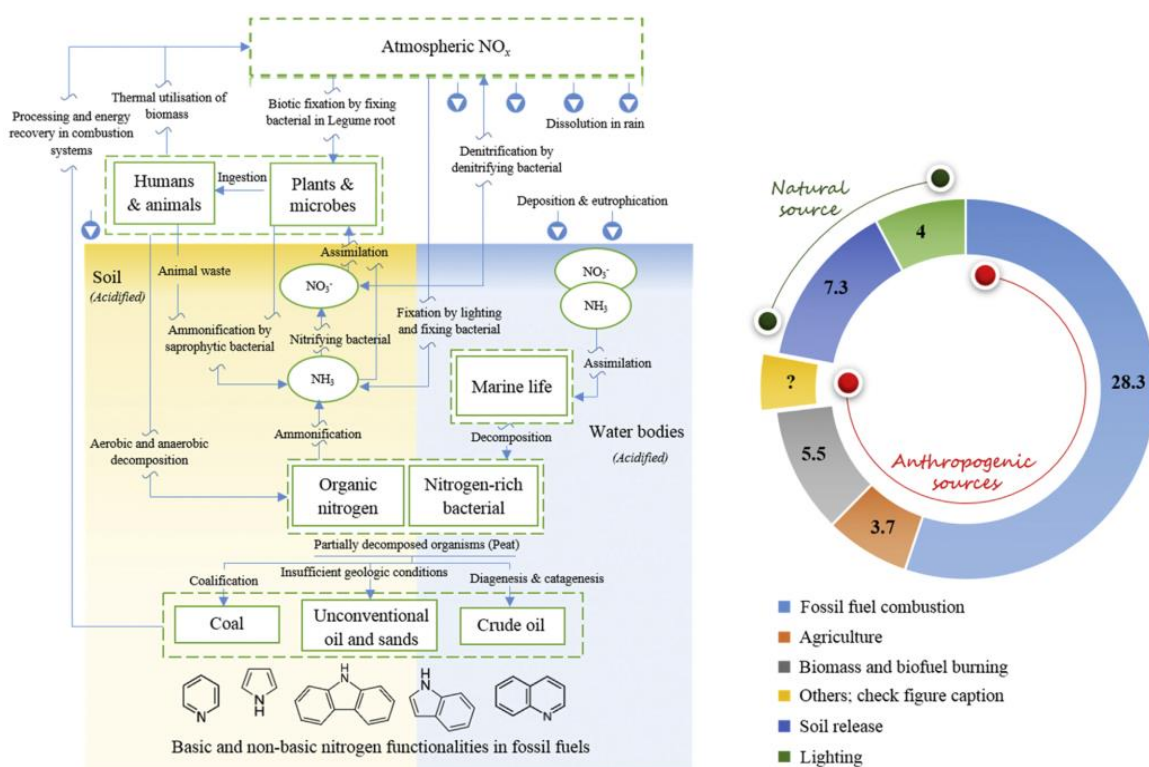


Figura 5. Emisiones anuales atmosféricas e interacciones de NO_x. Los datos de la figura de la derecha, a excepción de “otros”, se extraen de IPCC 2014 (64).

El trióxido de nitrógeno y el pentóxido de nitrógeno son sustancias inestables que resultan de la interacción de O₃ con NO₂ y NO₂ con O₂ en reacciones oscuras. Con agua, estos compuestos formarán ácidos nitroso y nítrico, respectivamente. Debido a que estas diversas formas pueden ocurrir juntas y son fácilmente interconvertibles, NO_x se usa como una designación genérica para describir su presencia combinada. Los NO_x, son subproductos de la descomposición orgánica, los incendios forestales naturales y las emisiones antropogénicas tanto de fuentes estacionarias (generación de energía eléctrica con combustibles fósiles) como de fuentes móviles (vehículos de motor y convertidores catalíticos de la mayoría de los automóviles).

La forma más importante de NO_x que causa efectos adversos para la salud es el NO₂. El NO₂, es químicamente reactivo y existe en la atmósfera. El vapor de ácido nítrico se produce principalmente como parte del ciclo de fotooxidación del aire contaminado derivado principalmente de las emisiones de los automóviles (60).

La emisión de compuestos de N al aire también es responsable de una mayor producción de ozono troposférico O₃ y de la contaminación por partículas (ver figura 6). Las emisiones de NO_x juegan un papel clave en la formación de O₃, siendo uno de los contaminantes atmosféricos más importantes que afectan a la salud humana (65).

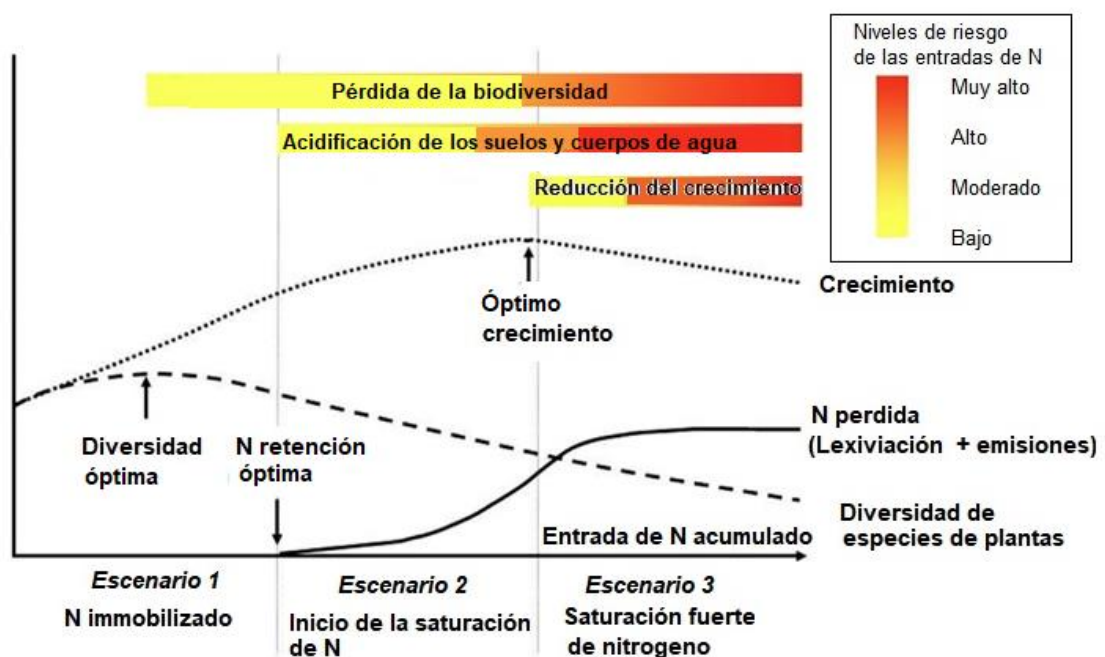


Figura 6. Relaciones conceptuales entre la etapa de saturación de N y los efectos sobre los ecosistemas terrestres en términos de procesos del suelo, cambios de vegetación y crecimiento (65).

El O_3 ha aumentado desde 1900 en un 60% y está determinado por un aumento de las emisiones de NO_x así como por las emisiones de CO , CH_4 y $COVNM$. Además, las emisiones de NO_x y NH_3 afectan a la formación de partículas secundarias en la atmósfera, como el sulfato de amonio y el nitrato de amonio, los cuales contribuyen a la exposición regional de los seres humanos tanto a PM_{10} como a $PM_{2,5}$, donde PM , significa material particulado y 10 y 2,5 se refieren al tamaño de las partículas (menos de 10 y 2,5 μm , respectivamente). Se estima que la contribución relativa del N atmosférico reactivo al total de partículas es del 30%, en promedio, en las zonas urbanas y del 15% en las zonas rurales para $PM_{2,5}$. Teniendo en cuenta todos esos efectos, el Pacto Verde Europeo apunta a una reducción de las pérdidas de nitrógeno al aire y al agua al menos en un 50% para el 2030 (65).

d) Dióxido de azufre (SO_2)

El dióxido de azufre (SO_2) es una especie traza importante en la atmósfera, tanto en condiciones de fondo como en áreas contaminadas. Se libera a la tropósfera como resultado de fenómenos antropogénicos y naturales (ver figura 7). El SO_2 emitido se convierte químicamente en ácidos sulfúricos en la atmósfera tanto en la fase gaseosa como en la acuosa. Cuando estos ácidos se precipitan, causan daños a los ecosistemas y edificios. La formación relacionada de aerosoles de ácido sulfúrico (sulfato) puede causar morbilidad y mortalidad respiratoria humana.



Figura 7. Lluvia ácida (66).

Los aerosoles de sulfato tienen un efecto de enfriamiento en la superficie de la Tierra, según IPCC (Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático - 2001) (67). Estas partículas de sulfato reflejan la energía proveniente del sol, lo que disminuye la cantidad de luz solar que llega y calienta la superficie de la Tierra. La mayor parte del aerosol de sulfato estratosférico inferior es de origen antropogénico y un forzamiento radiativo medio global debido a la influencia antropogénica en la capa de aerosol estratosférico dando como resultado $-0,05 \text{ W m}^{-2}$. Esto representa un nuevo mecanismo de forzamiento climático y enfatiza la emisión antropogénica de azufre como un importante mecanismo de enfriamiento (68).

La mayor acidificación de la lluvia se debe a la presencia del dióxido de azufre u óxidos de nitrógeno en la atmósfera. Cuando estos son absorbidos por la humedad de la atmósfera, pueden formar ácido sulfúrico o ácido nítrico, ácidos mucho más potentes que el ácido carbónico, y estos pueden conducir a niveles de acidez mucho más altos. El efecto se ilustra esquemáticamente en la Figura 7. El nivel de acidez es crítico para algunas especies. Por ejemplo, por debajo de un pH de 5, los huevos de peces no pueden eclosionar, mientras que para las ranas el pH crítico es 4. En otros lugares, la precipitación ácida provoca la muerte de los árboles (66).

e) Dióxido de azufre (SO₂) y los ecosistemas.

En la Figura 8, se ilustra la evolución temporal de los cambios por países y las causas de la disminución de árboles y bosques en la región de Asia Oriental. Antes de 1980, la disminución de los árboles se informaba solo en las revistas japonesas, aunque se decía que se había observado una disminución de los árboles domésticos en China, Corea y Rusia. Durante las décadas de 1990 y 2000, la comunidad científica se centró en el fenómeno de la "lluvia ácida". La disminución de árboles y bosques se informó activamente con datos científicos en las latitudes medias, y a menudo se discutió en relación con la acidificación del medio ambiente. Después del año 2000, se produjeron casos de disminución en un área más grande y cubrieron las altitudes medias del este de Asia, mientras que disminuyeron en Japón. La preocupación científica se desplazó hacia el cambio climático, por lo que las causas del declive a menudo se han discutido en relación con los factores climáticos cambiantes y los eventos climáticos extremos(69).

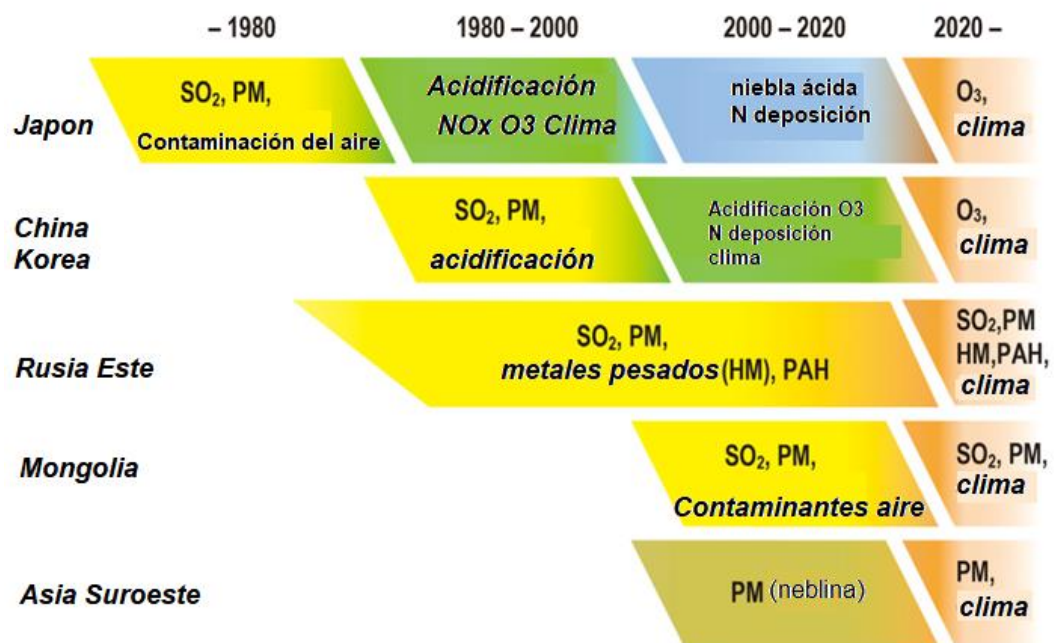


Figura 8. La evolución temporal de los cambios por países y las causas de la disminución de árboles y bosques en la región de Asia Oriental (70).

2.2.3 Fuentes de contaminación atmosférica.

En nuestro país se identifican diferentes sectores importantes relacionados con la emisión de contaminantes atmosféricos (ver figura 9), según el Estudio de Desempeño Ambiental (ESDA, 2015) menciona que los sectores importantes en el Perú son:

- **En el subsector electricidad:** La demanda de electricidad para apoyar el desarrollo industrial ha aumentado en el mundo, particularmente en las economías en desarrollo, durante las últimas cinco décadas. Las flotas de plantas de energía fósil se han expandido rápidamente (con una tasa de crecimiento anual de ~4% desde 1997) para satisfacer la creciente demanda, emitiendo grandes cantidades de contaminantes atmosféricos (~36%, ~15% y ~6% de las globales emisiones antropogénicas de SO₂, NO_x y finas partículas (PM_{2.5}), respectivamente, en 2016) lo que aumenta los riesgos para la salud humana (71).
- **La minería:** La exposición a la contaminación del aire y los resultados de salud asociados en las áreas mineras, se observan predominantemente en las vías de exposición directa a las emisiones de contaminantes del aire de las operaciones

mineras, sin considerar los impactos en otras vías de exposición potenciales en la comunidad, como los contaminantes del aire interior (72).

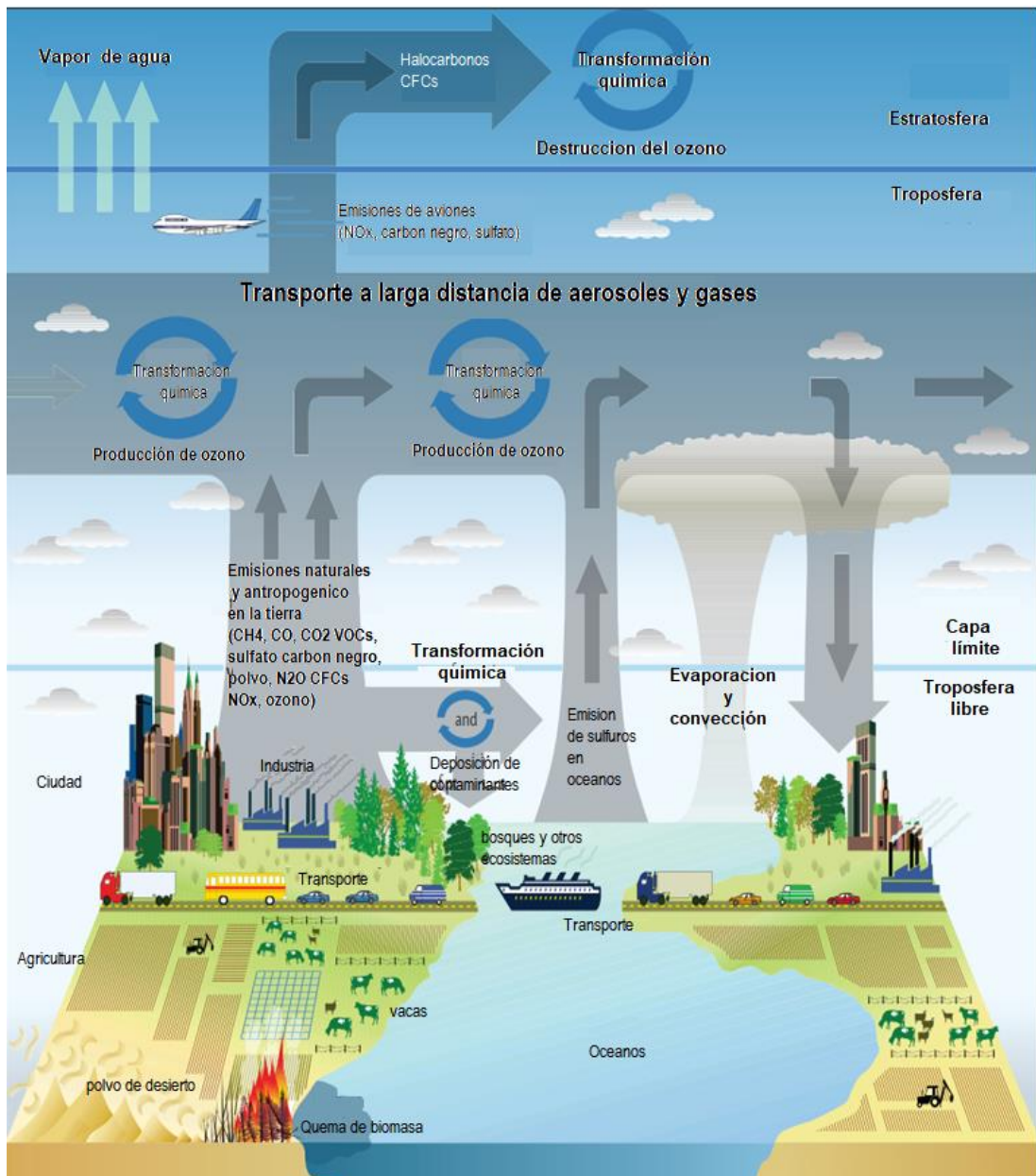


Figura9. Fuentes, transporte, transformación y destino de los contaminantes atmosféricos. Reproducido del Programa Científico del Cambio Climático de EE. UU. CFC = clorofluorocarbono. CH₄ = metano. CO = monóxido de carbono. CO₂ = dióxido de carbono. N₂O = óxido nitroso. NO_x = óxidos de nitrógeno (35).

De manera similar, en las evaluaciones de impacto, un enfoque para anticipar y gestionar los impactos potenciales de los proyectos como parte del proceso de concesión de licencias, la evaluación de los factores de riesgo de enfermedades respiratorias tiene un fuerte enfoque en los impactos directos de contaminantes del aire de las minas (73).

- **En el sector transporte:** Tanto como el rápido crecimiento económico y el desarrollo de la urbanización e industrialización, el sector del transporte ha sido la tercera fuente más grande de emisión de carbono después de la industria de la energía y la industria de construcción en el mundo. El sector del transporte por carretera se ha convertido en el sector de más rápido crecimiento en todo el mundo. Provocando el consumo de energía (petróleo) y emisiones de gases de efecto invernadero (74). En el 2015, el sector del transporte mundial representó el 64,7% del consumo mundial de petróleo, mientras que el transporte por carretera representó el 49,7%; el sector del transporte representó el 24,0% de las emisiones globales de carbono del consumo de energía, y el transporte por carretera representó el 17,9%. Por lo tanto, la demanda mundial de movilidad seguirá creciendo durante las próximas tres décadas y el transporte de pasajeros se triplicará entre 2015 y 2050. La presión de la reducción de las emisiones de carbono en el sector del transporte mundial será mayor en el futuro (75).

2.2.4 Contaminación del aire y los glaciares.

Los glaciares de alta montaña en las latitudes medias y bajas son susceptibles a influencias antropogénicas debido a su relativa proximidad a las áreas pobladas. El Himalaya y la meseta tibetana, son el tercer reservorio más grande de hielo glaciar después del Ártico y la Antártida; por lo tanto, esta región representa un lugar ideal para estudiar el medio ambiente atmosférico y la contaminación en Asia y el hemisferio norte (ver figura 10). En particular, el rápido desarrollo económico y las importantes actividades antropogénicas de algunos países asiáticos, como China e India, desempeñan un papel importante en la posterior liberación de contaminantes atmosféricos al medio ambiente. Tales características inducen un efecto combinado sobre el clima y el medio ambiente que aumenta significativamente las emisiones de oligoelementos y altera las partículas en el aire en la atmósfera (76).

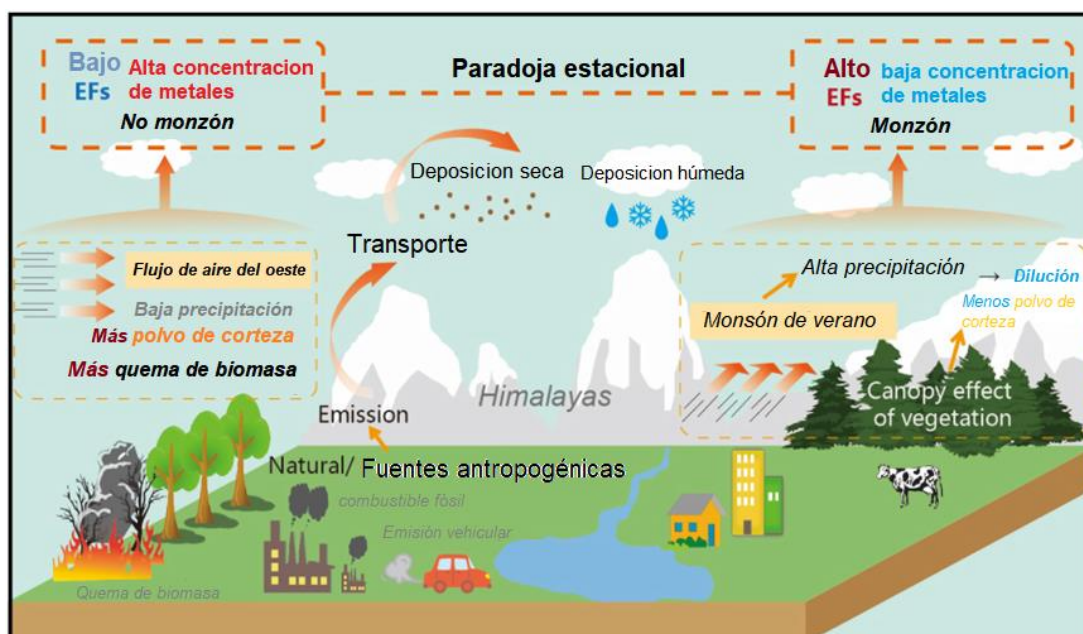


Figura 10. Ilustración del proceso que involucra a través de la distribución, variación y señal antropogénica de un contaminante de metales traza en el glaciar del Himalaya (76).

Los oligoelementos ingresan a la atmósfera de orígenes naturales y fuentes antropogénicas y juegan un papel dominante en el ciclo atmosférico de metales y metaloides. Las fuentes naturales de oligoelementos se derivan principalmente del polvo mineral, especies de la corteza, niebla de sal marina y fuentes biogénicas marinas. Además, las fuentes antropogénicas de oligoelementos incluyen principalmente la combustión de combustibles fósiles, incineración, las industrias metalúrgicas, la producción de metales no ferrosos y actividades relacionadas con el tráfico. Las emisiones antropogénicas pueden resultar en la adición de metales traza en regiones remotas que pueden exceder los niveles de concentración de fondo natural (Figura 10). Los registros glacioquímicos en regiones de alta latitud y altitud sirven como uno de los mejores archivos y buenos indicadores para indicar las influencias antropogénicas regionales y globales, ya que proporcionan un archivo multiparamétrico, de alta resolución y bien conservada de las deposiciones atmosféricas (77).

2.2.5 Contaminación del aire y la meteorología COVID-19

Los estudios muestran que los aerosoles que contienen el coronavirus generado por los estornudos y la tos son la ruta principal para la propagación del virus. Aún no se ha

confirmado la viabilidad y virulencia del SARS-CoV-2 adherido a la superficie del material particulado. Los estudios encontraron que un aumento en la concentración de material particulado causa más casos de COVID-19 y mortalidad. Los casos de contaminantes gaseosos y COVID-19 están correlacionados positivamente. La meteorología local juega un papel crucial en la propagación del coronavirus, por lo tanto, en la mortalidad. Se ha observado la disminución del número de casos con el aumento de temperatura. Pocos estudios encuentran que las temperaturas más bajas y altas se relacionaron con un menor número de casos (ver figura 11 y 12). De manera similar, la humedad muestra una relación negativa o nula con los casos de COVID-19. Las precipitaciones no estuvieron relacionadas, mientras que la velocidad del viento juega un papel positivo en la propagación del COVID-19. La radiación solar amenaza la supervivencia del virus, las áreas con menor radiación solar mostraron una alta tasa de exposición. La calidad del aire mejoró enormemente durante el bloqueo, con una reducción significativa en la PM_{10} , $PM_{2.5}$, BC, NO_x , SO_2 donde se observó la concentración de, CO y COV, el bloqueo tuvo un efecto curativo sobre el ozono, así también se observó un aumento significativo en su concentración. También se encontró que en las profundidades ópticas de los aerosoles existe una disminución hasta en un 50% (78). Hasta ahora, se han realizado muchos estudios en todo el mundo, principalmente en los países más afectados por COVID-19 para comprender el impacto de varios parámetros de contaminación del aire en la mortalidad y el número de casos de COVID-19 (Tabla 2 y 3).

Tabla 2. Efecto de diversos contaminantes sobre el número de casos de COVID19 y la mortalidad (78).

Parámetro	País	Variación del parámetro de contaminación	Efecto
PM2.5 y PM10	Estados Unidos (3000 condados)	1 $\mu\text{g} / \text{m}^3$ de aumento de PM2.5	Aumento del 8% en la tasa de mortalidad por COVID-19 (Wu et al., 2020)
	China (120 ciudades)	10 $\mu\text{g} / \text{m}^3$ Incremento de en PM2.5 y PM10	Aumento del 2,24% y 1,76% en los recuentos diarios de casos confirmados respectivamente (Zhu et al., 2020)
	Italia (71 provincias)	Exposición crónica a PM2.5 y PM10 atmosféricos	Favorable para la propagación de la virulencia del SARS-CoV-2 (Fattorini y Regoli, 2020)
	Países de Oriente Medio	Concentración elevada de PM2.5 y PM10 en interiores	Facilitar la transmisión de gotitas y partículas del virus SARS-CoV-2 en ambientes interiores (Amoateya et al., 2020)
	Italia (norte)	Exceso de valor límite diario de PM10	Aumento significativo del número de casos (Setti et al., 2020)
	USA (California)	PM10	Significando Correlation (Bashira et al., 2020)
NO ₂	66 regiones de Alemania, Italia, Francia y España	más altas de NO ₂ concentraciones combinadas con flujo de aire descendente	4443 casos de muerte total, 3487 (78%) en el norte de Italia y el centro de España (Ogen, 2020)
	China (120 ciudades)	10 $\mu\text{g} / \text{m}^3$ de aumento de NO ₂	Aumento del 6,94% en el recuento diario de casos confirmados (Zhu et al., 2020)
	USA (California)	NO ₂	Significando Correlation (Bashira et al., 2020)
SO ₂	China (120 ciudades)	10 $\mu\text{g} / \text{m}^3$ de aumento de SO ₂	Disminución del 7.79% en el recuento diario de casos confirmados (Zhu et al., 2020)
	USA (California)	SO ₂	Significando Correlation (Bashira et al., 2020)
CO	China (120 ciudades)	1 $\mu\text{g} / \text{m}^3$ de aumento de CO	15,11% de aumento en el recuento diario de casos confirmados (Zhu et al., 2020)
	USA (California)	CO	Significando Correlation (Bashira et al., 2020)
O ₃	China (120 ciudades)	10 $\mu\text{g} / \text{m}^3$ de aumento de O ₃	Aumento del 4,76% en el recuento diario de casos confirmados (Zhu et al., 2020)

Tabla 3. Efecto de varios parámetros meteorológicos sobre el número de casos de COVID19 y la mortalidad (78).

Parámetro	País	Relación y resultado
Temperatura	China (10 provincias afectadas)	Nexo asimétrico entre la temperatura y COVID-19, pocos muestran tendencias positivas, pocas negativas y alguna tendencia mixta (Shahzad et al., 2020)
	Estados Unidos (Nueva York)	Aumento de la temperatura media y mínima significativamente menor número de casos de COVID19 (Bashir et al., 2020)
	China (Wuhan)	Sin importancia de un aumento de temperatura para contener o ralentizar las infecciones por COVID-19 (Iqbal et al., 2020)
	Italia	El aumento de la temperatura diaria promedio en 1° F redujo el número de casos en aproximadamente 6.4 por día (Sobral et al., 2020)
	Iran	Sin relación significativa entre temperatura y COVID19 (Ahmadi et al., 2020)
	China (17 ciudades diferentes)	El aumento de 1°C en la temperatura ambiente se relacionó con la disminución del recuento diario de casos confirmados (Liu et al., 2020)
	Indonesia (Yakarta)	La temperatura está significativamente relacionada con el número de casos de COVID19 (Tosepu et al., 2020)
Humedad	China	Las temperaturas más bajas y más altas pueden ser positivas para disminuir la incidencia de COVID-19 (Shi et al., 2020)
	Estados Unidos (Nueva York)	La humedad promedio no juega un papel muy importante en el número de casos o en el número total de casos (Bashir et al., 2020)
	Iran	La humedad tiene una relación inversa dentro de la velocidad del brote del virus (Ahmadi et al., 2020)
	China (todas las capitales de provincia)	La humedad absoluta se relacionó significativamente, el 1g/m ³ aumento de en AH se asoció significativamente con una reducción de casos confirmados (Liu et al., 2020).
	China	No se observó una asociación significativa entre la incidencia de COVID-19 y la humedad absoluta (Shu et al., 2020)
	General	La humedad del aire se correlaciona negativamente con la morbilidad y mortalidad de (COVID19 Biktasheva, 2020 ; Martineza et al., 2020)
Precipitación	USA	Las precipitaciones tienen una correlación negativa y débil con la propagación de COVID19 (Bashir et al., 2020)
	Italia	Las lluvias mostraron un aumento en la transmisión de enfermedades. Por cada pulgada / día promedio, hubo un aumento de 56.01 casos / día (Sobral et al., 2020)
	Iran	No hay correlación entre la lluvia y el número de casos de COVID19 (Ahmadi et al., 2020)
	Indonesia (Yakarta)	Las precipitaciones no se correlacionaron significativamente con COVID-19 (Tosepu et al., 2020)
Velocidad del viento	USA	La velocidad del viento juega un papel insignificante en la propagación del virus (Bashir et al., 2020)
	Iran	El brote a baja velocidad del viento es significativo (Ahmadi et al., 2020)
Radiación solar	Iran	La radiación solar amenaza la supervivencia del virus. Las áreas con valores bajos de radiación solar mostraron una alta tasa de exposición a la infección (Ahmadi et al., 2020)

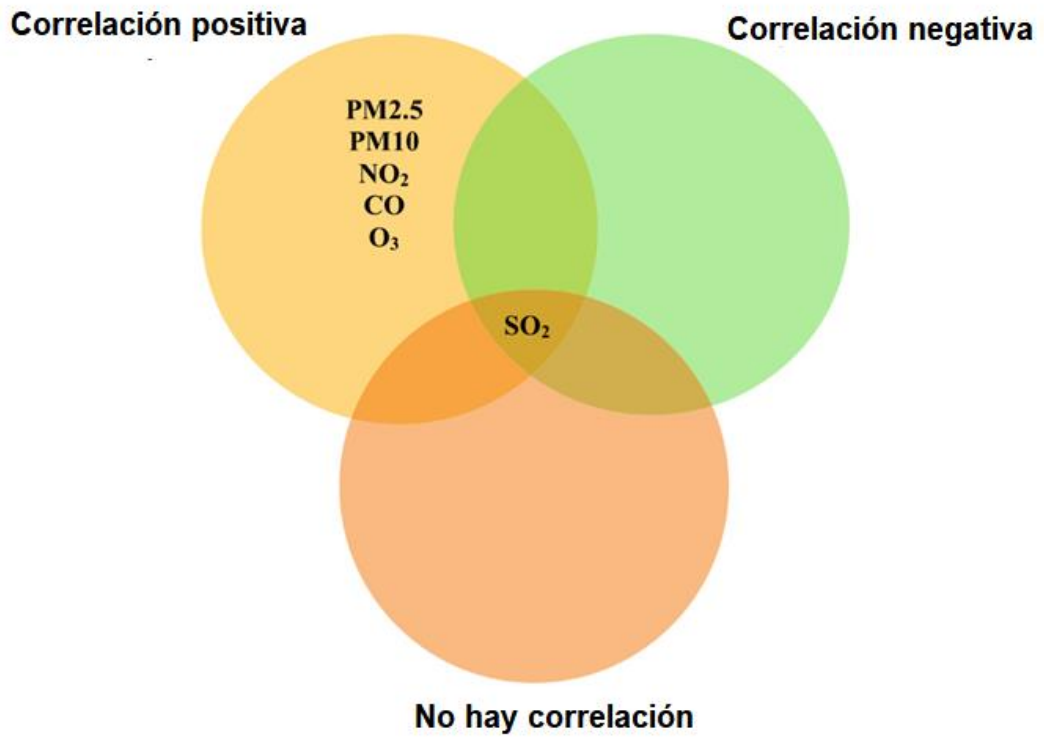


Figura 11. Relación entre varios parámetros de contaminación con el número de casos de COVID19 (78).



Figura 12. Relación entre varios parámetros meteorológicos con el número de casos de COVID19 (78).

2.2.6 Emisión atmosférica de NOx de explosivos mineros

Los materiales de alta energía como emulsiones, lodos y nitrato de amonio, explosivos de fueloil de (ANFO), desempeñan un papel crucial en la minería; la explotación de canteras, la construcción de túneles y muchas otras actividades de infraestructura, debido a sus excelentes propiedades de transporte y voladura. Estos explosivos generan preocupaciones ambientales, debido a la contaminación atmosférica causada por la emisión de polvo y óxidos de nitrógeno (NOx) (ver figura 13 y 14) de las explosiones, este último caracterizado por el factor de emisión promedio de $5 \text{ kg (t AN explosivo)}^{-1}$ (64). La formación de NOx (óxidos de nitrógeno) durante la voladura de explosivos basados en NA (nitrato de amonio), empleados en operaciones de superficie en minería, se estima una tasa de emisión de los explosivos basados en NA de 0.05 Tg Gt (gigátonelada en teragramo) (es decir, $5 \times 10^4 \text{ t}$) N por año, en comparación con las emisiones totales de NOx antropogénicas anuales de $41,3 \times 10^6 \text{ t}$. Aunque menores en el sentido global, las grandes plumas localizadas de las voladuras exhiben un alta de NOx con concentración de (500 ppm) que supera hasta 3000 veces los estándares internacionales. Esta emisión tiene profundas consecuencias en los sitios mineros y para el medio ambiente atmosférico adyacente, lo que requiere una gestión costosa de las zonas de exclusión (64).

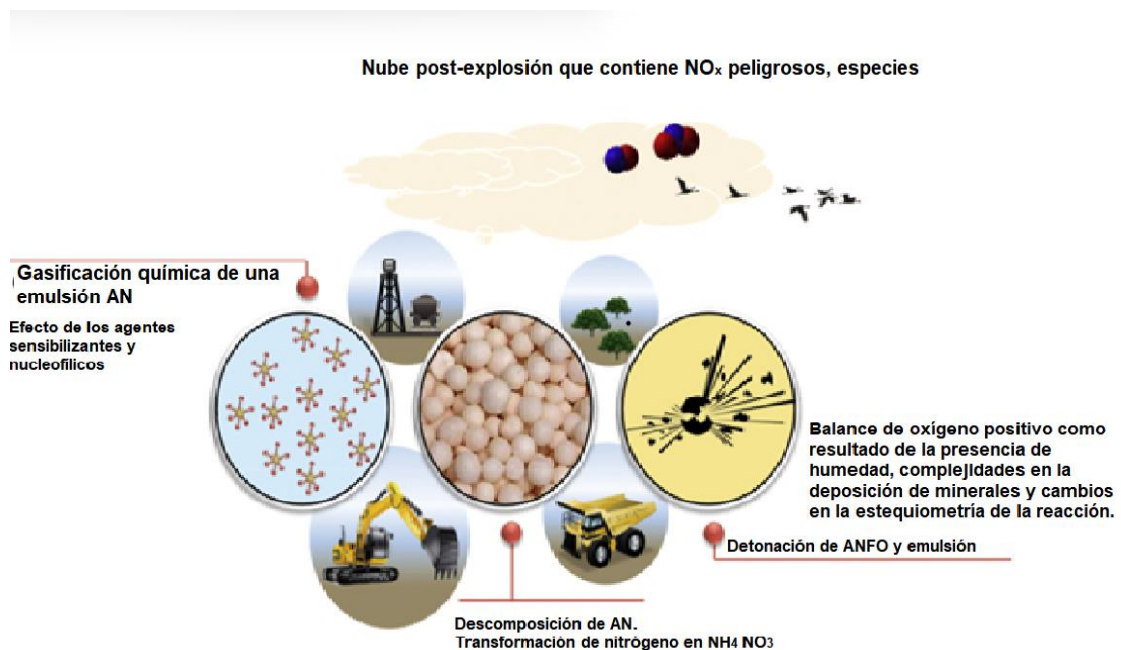


Figura 13. Resumen de las *formación* de NO_x de actividades durante el uso de explosivos de nitrato amonio en operaciones mineras (64).

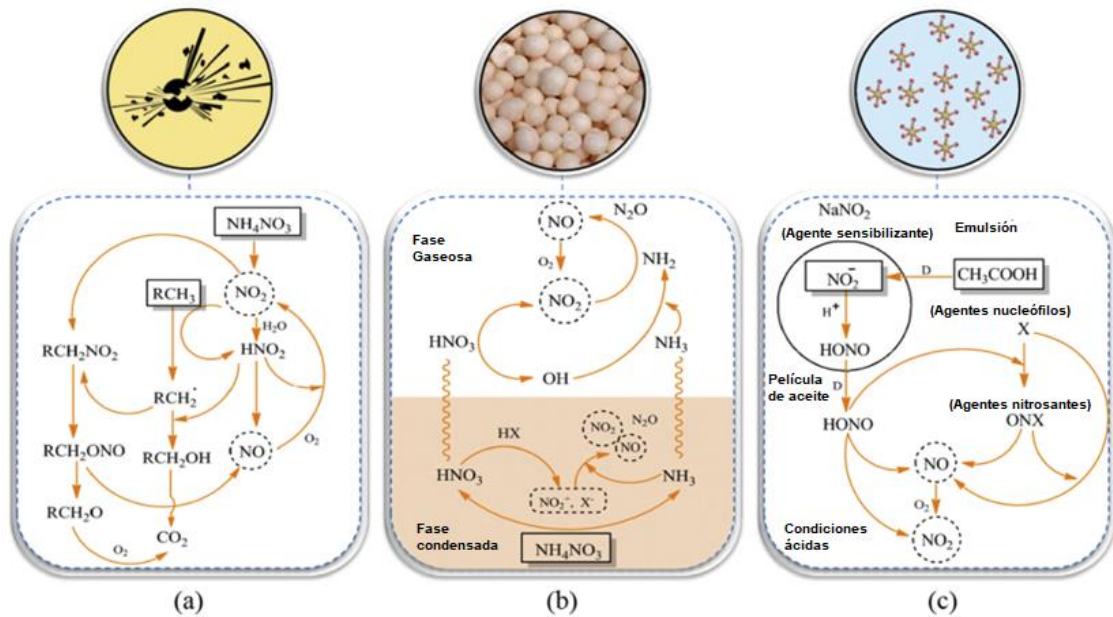


Figura 14. (a) Formación de NO_x por interacciones del contenido de combustible de los agentes explosivos AN durante la detonación estequiométricamente desequilibrada. La deficiencia de combustible da como resultado un balance de oxígeno positivo. (b) Mecanismo de formación de NO_x como resultado de la transformación de N en la deflagración de AN durante la voladura de mezclas explosivas a granel. (c) Formación de NO_x durante la gasificación química de explosivos en emulsión. Los recuadros indican los reactivos y la línea de trazos rodea los productos NO_x . "D", en el panel (c), representa pasos de difusión a través de las películas de aceite (64).

2.3 Definición de términos básicos

2.3.1 Definiciones

- a) **Aerosoles:** partículas diminutas dispersas en un medio gaseoso (16).
- b) **Aerosol marino:** aquellos generados por varios procesos físicos, especialmente el estallido de burbujas de aire, que da como resultado una fuerte dependencia de la velocidad del viento (79).

- c) **Aerosoles carbonáceos (carbono orgánico y negro):** son aquellos originados por algún proceso de combustión. Por ello, son el componente más grande de los aerosoles emitidos por las quemadas de biomasa (80).
- d) **Emisiones volcánicas:** Son aquellas grandes emisiones de gases y aerosoles provenientes de los volcanes cuyo contenido tiene un gran contenido de azufre gaseoso (81).
- e) **Tropósfera:** es la primera capa que contiene al aire que respiramos, aquí todas las emisiones de gases resultantes de las actividades humanas se liberan principalmente. Contiene casi el 70% de la masa total de la atmósfera, oscilando entre 6 y 18 km, según estemos en los polos o en el ecuador. Los eventos meteorológicos también se revelan en esta capa, se caracteriza por la disminución de la temperatura con la altura y el movimiento violento y turbulento del aire, lo que da como resultado concentraciones de gases casi uniformes(82).
- f) **Hidrofluorocarbonos (HFC):** se utilizan como refrigerantes, propulsores de aerosoles, disolventes y retardadores de fuego, siendo el primer uso su principal fuente de emisiones, por ejemplo, en sistemas de aire acondicionado tanto en vehículos como en edificios. Estos compuestos se desarrollaron como reemplazo de los CFC y los hidroclorofluorocarbonos (HCFC), porque no agotan la capa de ozono estratosférico (82).
- g) **Perfluorocarbonos (PFC):** se producen como subproductos de varios procesos industriales asociados con la producción de aluminio y la fabricación de semiconductores. Por lo general, presentan una vida útil atmosférica elevada y un elevado potencial de calentamiento atmosférico (82).
- h) **Hexafluoruro de azufre (SF6):** se utiliza en el procesamiento de magnesio y la fabricación de semiconductores, así como un gas trazador para la detección de fugas. Encuentra su aplicación en equipos de transmisión eléctrica, incluidos los disyuntores (82).
- i) **La deposición seca (DD):** se refiere a la deposición de gases y partículas de la atmósfera que se asienta en la superficie del colector o en el dosel del bosque durante los períodos secos, debido a la gravedad (sedimentación),

la impactación e interceptación. La DD está fuertemente influenciada por el tipo de superficie (hojas, agujas, rocas, plástico, agua, etc.), la humedad de las superficies y la macro y micrometeorología (cierre estomático) (83).

- j) Dioxinas:** subproductos de procesos de alta temperatura, como la combustión incompleta y la producción de pesticidas, también emitidas por la quema de desechos hospitalarios, desechos municipales y desechos peligrosos, así como las emisiones de automóviles, la combustión de turba, carbón y madera (84).
- k) Smog:** su componente principal es el ozono a nivel del suelo, se forma mediante una reacción química de monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno, COV y calor de la luz solar. Además de crear esa neblina de smog familiar que se encuentra comúnmente en los alrededores de las grandes ciudades, particularmente en el verano, el smog y el ozono a nivel del suelo pueden contribuir a problemas respiratorios que van desde molestias temporales hasta daño pulmonar permanente y duradero (84).
- l) Nivel local:** la contaminación del aire a este nivel afecta generalmente a una región dentro de un radio máximo de 5 km. Se caracteriza por altas concentraciones de contaminantes específicos y puede estar relacionado con las emisiones liberadas por un gran emisor, como una planta química, o el resultado de pequeñas emisiones de muchos pequeños emisores como los automóviles. Los edificios altos y el terreno también pueden contribuir a altas concentraciones locales de contaminantes (82).
- m) Nivel urbano:** este nivel está relacionado con la contaminación del aire observada en las ciudades. Aunque puede estar relacionado con problemas a nivel local, el término se utiliza para describir tipos de contaminación del aire con características específicas como el esmog de tipo invernal y el esmog fotoquímico(85). Hoy en día se reconoce que la exposición a este nivel de contaminación del aire tiene un impacto negativo en la salud y en la vida media de los habitantes de las grandes ciudades (82).
- n) Nivel regional:** la contaminación atmosférica regional afecta a grandes áreas de 50 a 1000 km de magnitud y está relacionado con el transporte y la dispersión, incluso con la transformación de contaminantes urbanos en

grandes áreas por medio del sol y el viento, como el ozono troposférico y sustancias acidificantes como SO_2 y NO_2 (82).

- o) **Nivel transfronterizo:** este nivel y sus fenómenos de contaminación del aire se superponen con problemas a nivel regional; sin embargo, la extensión se refiere a regiones de 1000 km y al “intercambio” de contaminación atmosférica entre países, incluso continentes. Por ejemplo, Japón y Canadá "importan" varios tipos de contaminación del aire de China y Estados Unidos, respectivamente. Este nivel de contaminación del aire es otra prueba de que la contaminación es un problema que necesita la cooperación intergubernamental para poder ser abordado adecuadamente (82).

CAPÍTULO III: METODOLOGÍA

3.1 Métodos y alcances de la investigación

3.1.1 Nivel de investigación

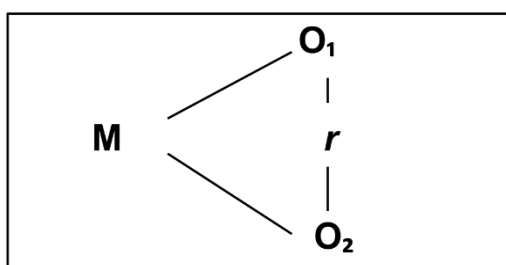
Según el grado de profundidad con lo que se aborda el objeto de estudio, el nivel de investigación corresponde al *tipo descriptivo correlacional* (86).

Tabla 4. Nivel de investigación

Criterio	Nivel de investigación
El grado de asociación o relación entre dos o más variables (no causal)	<i>Descriptivo correlacional</i>

Debido a que las variables no se manipularán intencionalmente para la determinación relación de la concentración de los contaminantes atmosféricos y las variables meteorológicas.

Esquema:



Donde:

M = Muestra.

O₁ = Variable 1 (Concentración de los contaminantes atmosféricos)

O₂ = Variable 2. (variables meteorológicas)

r = Relación de las variables de estudio.

3.1.2 Tipo de investigación

Las características del tipo de investigación son: *observacional, retrospectivo, longitudinal, comparativo*. Observacional, no existe manipulación de las variables de estudio; retrospectivos, los datos analizados corresponden a los años 2019 y 2020; longitudinal, ya que los datos se toman en diferentes temporadas (87).

Tabla 5. Características del tipo de estudio

Criterio (por el /la)	Tipo de estudio
Manipulación de variables	<i>No experimental</i>
Intervención del investigador	<i>Observacional</i>
Periodo	<i>Retrospectivo</i>
Evolución del fenómeno estudiado	<i>Longitudinal</i>
Comparación de la población de estudio	<i>Comparativo</i>

3.2 Diseño de investigación

Según el diseño de la investigación que se desarrolla corresponde al *tipo no experimental, longitudinal o evolutivo del tipo análisis evolutivo en grupo* (45).

3.3 Población y muestra

3.3.1 Población

La población está constituida por el total de estaciones meteorológicas y de monitoreo en calidad de aire presentes en la provincia de Ilo, correspondientes a las diferentes instituciones del estado como: SENAMHI, OEFA, UNAM – Moquegua (Tabla 6).

Tabla 6. Estaciones de monitoreo de calidad de aire, Ilo.

Estación de Calidad de Aire	Distrito	Institución	Coordenadas UTM WGS 84 – Zona: 19K		
			Este (m)	Norte (m)	Altura (m.s.n.m.)
Ilo – 1	Ilo	Institución Educativa “Francisco Bolognesi” (a 300 m de la estación Ross Siding de Southern Perú)	252 203	8 048 766	16
Ilo – 2	Pacocha	Municipalidad Distrital de Pacocha (a 400 m de la Estación Town Site de Southern Perú)	251 622	8 051 351	22
Ilo - 3	Ilo	Centro de Educación Básica José Pardo Barreda (Pampa Inalámbrica)	253 311	8 047 394	182
UNAM -4	Pacocha	Universidad Nacional de Moquegua (Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental)	251 750	8052327	72

3.3.2 Muestra

El tipo de muestreo corresponde al no probabilístico por conveniencia según criterio del investigador (88). Para tal caso se ha tomado como criterio el protocolo Nacional de Monitoreo de Calidad de aire aprobado por el Decreto Supremo N° 010-2019-MINAM, el cual señala el número mínimo de estaciones de monitoreo de acuerdo a la población aledaña. Para el caso de la provincia de Ilo, en el último censo del año 2017 registra una población de 661 18 habitantes, según el Instituto Nacional de Estadística e Informática por lo que le corresponde tener (01) una estación como mínimo (Tabla 7).

Tabla 7. Número mínimo de estaciones de monitoreo de calidad de aire.

Población (miles de habitantes)	Número mínimo de estaciones de monitoreo
0 – 249	1
250 – 749	2
750 – 999	3
1000 – 1499	4
1500 – 1999	5
2000 – 2749	6
2750 – 3749	7
3750 – 4749	8
4750 – 5999	9
≥ 6000	10

Fuente: Decreto Supremo N° 010-2019-MINAM.

Directiva 2008/50/CE de la Comunidad Europea

La estación seleccionada fue la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional de Moquegua, ubicada en el distrito de Pacocha, Ciudad Jardín.



Figura 15. Caseta fija de la estación de monitoreo UNAM-MOQ, Ilo, Perú.

3.4 Técnicas e instrumentos de acopio de información.

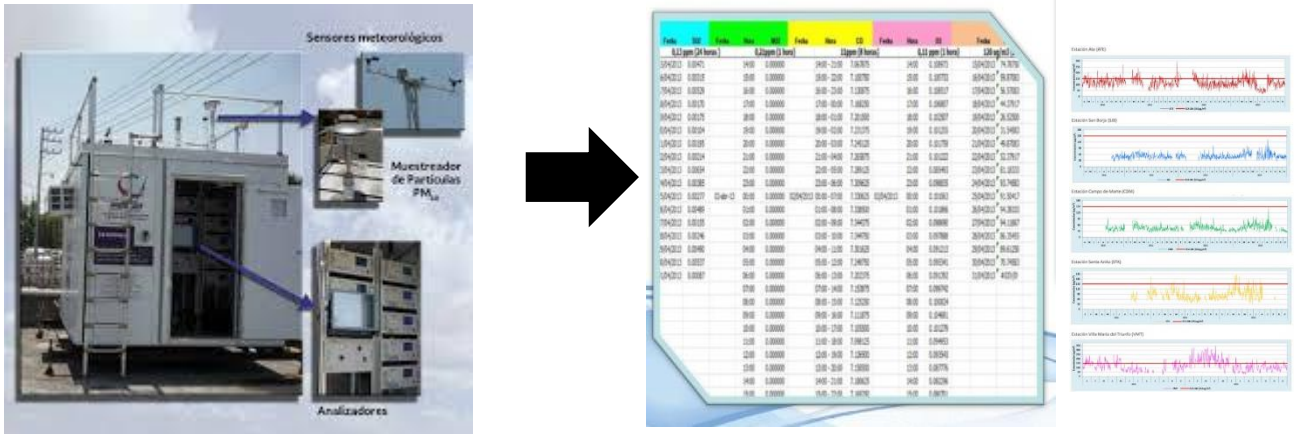
3.4.1 Técnicas de acopio de información en campo.

Para el trabajo en campo se procederá a seguir el protocolo Nacional de Monitoreo de Calidad de aire aprobado por el Decreto Supremo N° 010-2019-MINAM para estaciones automáticas.

Tabla 8. Diseño y técnicas de acopio de información en campo.

Diseño	Técnica	Instrumento
Diseño de colecta de información de la estación automática	Análisis de los datos obtenidos de los equipos automáticos	Ficha de colecta de datos de material particulado, gases y variables meteorológicas (*).
	Procesamiento de los datos	Cuadro de registros por cada contaminante atmosférico

*Fichas de colecta de datos (ver anexo 1).



Estación automática

Ficha de colecta de datos

Figura 16. Diseño y técnicas de acopio de información en campo.

a) *Técnica para la determinación del material particulado mediante métodos automáticos*

Según el protocolo Nacional de Monitoreo de Calidad de aire aprobado bajo el Decreto Supremo N° 010-2019-MINAM, menciona que para determinar el material particulado mediante métodos automáticos o continuos existe la técnica de atenuación de rayos beta que es la que maneja la estación de monitoreo para el logro de los objetivos del presente plan de investigación.

Equipos

- Monitor continuo de partículas (PM₁₀ y PM_{2.5}) con tecnología de atenuación beta marca Thermo Scientific 5028i.



Figura 17. Diseño y técnicas de acopio de información en campo.

b) Técnica para la determinación de gases ambientales mediante métodos automáticos

Consiste en generar una corriente de aire de succión la cual ingresa a una cámara donde se mide la masa del analítico aplicando fundamentos ópticos. Esta masa es dividida entre el volumen de la muestra. En la siguiente tabla se observa los métodos automáticos para medir la concentración de gases ambientales.

Tabla 9. Diseño y técnicas de acopio de información en campo.

Parámetro	Periodo	Método de referencia
Dióxido de azufre	24 horas	Florescencia ultravioleta
Dióxido de nitrógeno	1 hora	Quimioluminiscencia
Monóxido de carbono	1 hora/8 horas	Infrarrojo no disperso (NDIR)
Ozono	8 horas	Fotometría de absorción ultravioleta

Fuente: Decreto supremo N° 003-2017-MINAM

Equipos

- Analizador automático de NOX marca Thermo Scientific 42i
- Analizador automático de SO₂ marca Thermo Scientific 43i
- Analizador automático de O₃ marca Thermo Scientific 49i



Figura 18. Diseño y técnicas de acopio de información en campo.

Fuente: Elaboración propia

c) Técnica para la determinación de las variables meteorológicas

La presente estación presenta sensores para registrar la velocidad y dirección del viento; el rango de temperatura en funcionamiento va entre -50° a +50°C, exactitud: ± 0,3 m/s o ± 1% de la lectura, incluye sensor de humedad relativa del aire y temperatura, sensor

de pluviómetro, sensor para medir radiación solar, sensor para medir presión barométrica, sensor reflectómetro.

Equipos

- Estación Meteorológica Campbell Scientific CR 1000X
- Laptop
- GPS
- Cámara fotográfica

d) Análisis del modelo de retrotrayectorias.

Se analizó la influencia de masas de aire de áreas distantes sobre la variabilidad de los contaminantes, según los periodos de tiempo, 2019 - 2020, se empleó el Modelo Híbrido Lagrangiano de Trayectoria Integrada de Partícula Única (Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory-HYSPLIT) donde se generaron retrotrayectorias para 120 horas (5 días hacia atrás), a intervalos de 6 horas a 10 m de altura sobre del suelo (AGL). Se utilizó datos meteorológicos archivados de REANALYSIS (Global 1948-present) del Centro Nacional de Predicción Ambiental (NCEP) y Centro Nacional de Investigación Atmosférica (NCAR) a una resolución 2.5°.

3.5 Procesamiento y Análisis de la información.

Finalmente, estos datos fueron almacenados en una hoja en Excel, para los análisis estadísticos se utilizaron los programas: ArcGIS, R, Rstudio, para el modelamiento y simulación de los contaminantes atmosféricos.

3.5.1 Para el análisis de datos meteorológicos.

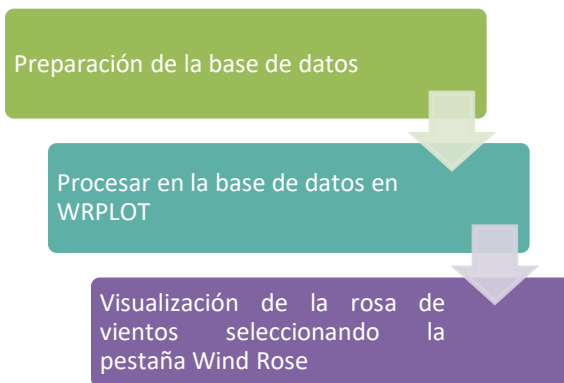
En primer lugar, se elaboraron los datos en una plantilla de Microsoft Excel, donde se ubicaron las columnas de dd/mm/aa hh:mm para la fecha, ws para velocidad de viento y wd para la dirección del viento; que luego fueron cargados al software R Studio. En segundo lugar, se utilizó el software R Project con las extensiones OpenAir Project, Lattice, LatticeExtra, Maps y RColorBrewer, ordenando la función windRose, la cual sirve para mostrar la gráfica de la rosa de viento.

3.5.2 Para el análisis de datos de calidad de aire.

En primer lugar, se prepararon los datos en la misma plantilla de Microsoft Excel creando columnas con los datos que se recogieron de la estación; PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂ y O₃, guardándolas en formato CSV, que luego fueron cargados al software R. En segundo lugar, se llamaron las funciones polarPlot, calendarPlot y time Variation para mostrar las gráficas polares, concentraciones por meses y su variación respecto al tiempo.

3.5.3 Para el análisis de la relación de las variables meteorológicas y los contaminantes atmosféricos

Para el análisis de datos de medición de contaminantes atmosféricos se utilizó el paquete de R, OPENAIR PROJECT v.2.6.5 tanto para la generación de gráficos. Para el desarrollo de las Rosa de vientos se utilizó el WRPLOT VIEW VERSIÓN v.8.0.2 el cual maneja datos meteorológicos.



id estación, año, mes, día, hora, dirección del viento, velocidad del viento.

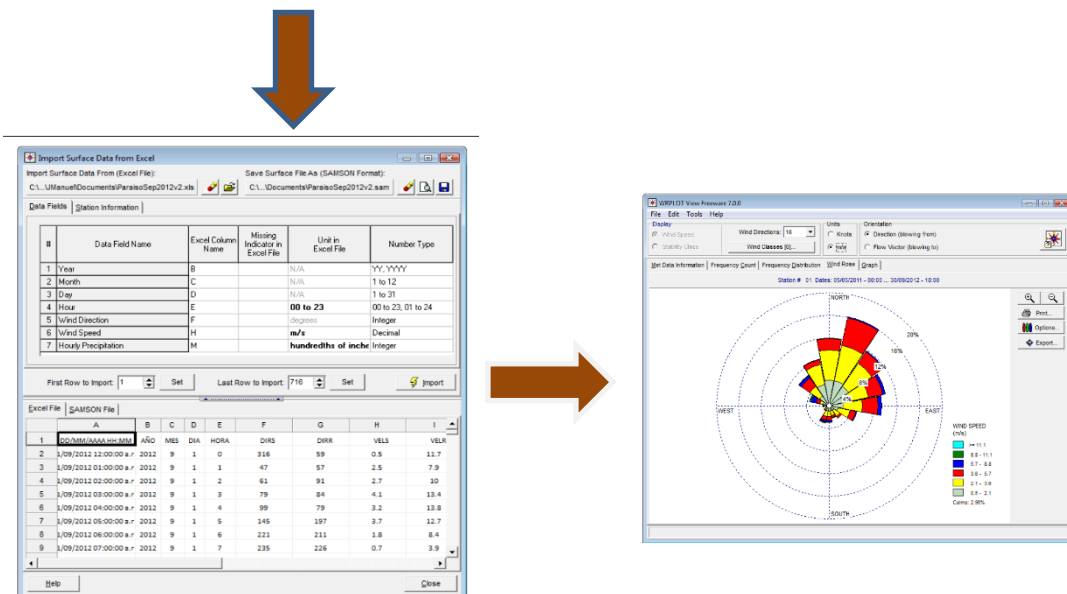


Figura 18 – 1. Procedimiento de manejo del WRPLOT VIEW VERSIÓNv.8.0.2

Fuente: Elaboración propia

3.6 Para el análisis de la relación entre las variables meteorológicas y los contaminantes atmosféricos.

a) Diseño estadístico

Paso 1: Para realizar el análisis estadístico, lo primero fue evaluar si los datos siguen una distribución normal para ello se aplicó la prueba de Normalidad de Kolmogorov – Smirnov ($n \geq 35$) (Malhotra, 2008). El cual se utilizó el programa RstudioV1.4 partiendo de los siguientes supuestos:

Variable 1: Variables meteorológicas (velocidad y dirección de viento, humedad y temperatura)

H₀=Los datos analizados con relación a las variables meteorológicas siguen una distribución normal.

H₁= Los datos analizados con relación de las variables meteorológicas no siguen una distribución normal.

Variable 2: Contaminantes atmosféricos (PM_{2.5}, PM₁₀, SO₂, NO₂, O₃)

H₀=Los datos analizados con relación a los contaminantes atmosféricos siguen una distribución normal.

H₁=Los datos analizados con relación a los contaminantes atmosféricos no siguen una distribución normal.

Paso 2: Con los datos obtenidos se procedió a realizar análisis estadístico descriptivo (media, mediana moda, desviación estándar) luego se desarrollaron cuadros, gráficos, histogramas, caja de bigotes para ellos se utilizó el programa Excel para la toma de datos. Para el análisis estadístico y el desarrollo de los gráficos se usó el programa Rstudio *versión 4.02*.

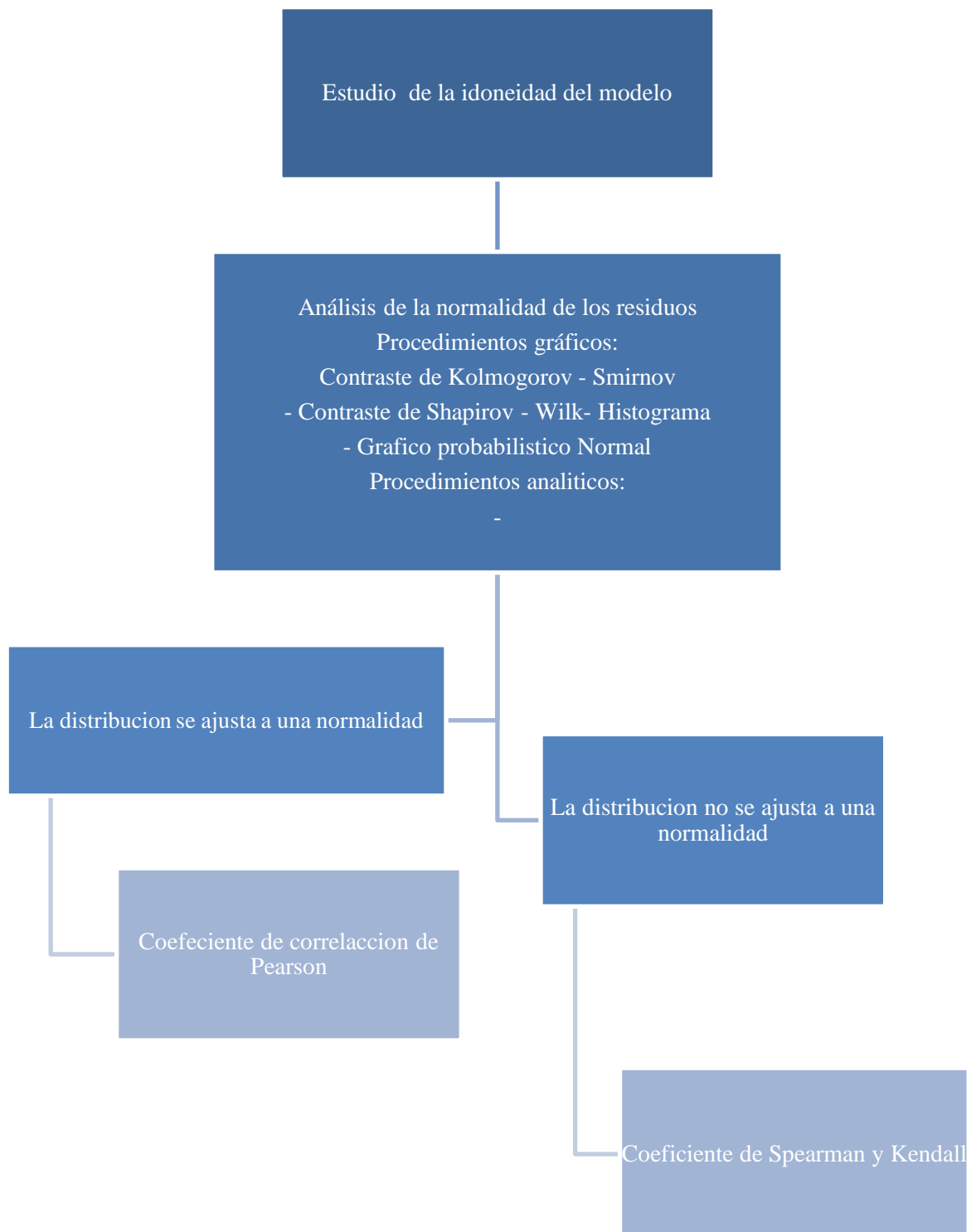


Figura 19.. Flujograma para las pruebas estadísticas de la idoneidad del modelo

Fuente: Elaboración propia

Paso 3: Para el análisis de la relación de la variable 1 y 2 (Diseño estadístico)

Según nuestros resultados se evidencia que nuestros datos no siguen una distribución normal, para lo cual se utilizó las pruebas estadísticas no paramétricas (se rechaza la hipótesis nula) (Figura 19). Se aplicaron los coeficientes de rangos ordenados de Spearman; para su análisis y gráficos, se utilizó el programa RStudio V4.02, una vez obtenido el coeficiente de correlación se procedió a comprobar la hipótesis partiendo de los siguientes supuestos.

H₀= Existe relación de las variables meteorológicas en la dispersión espacio temporal de los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) en el distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 – 2020.

H₁= No existe relación de las variables meteorológicas en la dispersión espacio temporal de los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) en el distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 – 2020.

Significancia estadística en p:

- Se rechaza la hipótesis nula si $p < 0,05$
- Se acepta la hipótesis nula si $p > 0.05$

Valor del coeficiente de correlación:

- +1 Perfecta Positiva.
- -1 Perfecta Negativa.
- 0 correlación Nula.
- R= ±0.01 a ±0.19: Correlación Muy Baja.
- R= ±0.20 a ±0.39: Correlación Baja.
- R= ±0.40 a ±0.69: Correlación Moderada.
- R= ±0.70 a ±0.89: Correlación Alta.
- R= ±0.90 a ±0.99: Correlación Muy Alta.

CAPÍTULO IV: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Determinación de la concentración de PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃ durante el periodo del 2019 y 2020.

4.1.1 Concentraciones trimestrales de contaminantes atmosféricos para el año 2019.

a) Trimestral

Las concentraciones trimestrales de contaminantes atmosféricos medidos para el año 2019 se muestran en la Tabla 10. Para el caso del PM₁₀ los valores más altos se registran en los meses de Abril – Junio, PM₁₀=504.38 µg / m³.

Tabla 10. Estadística descriptiva para las concentraciones trimestrales de los contaminantes atmosféricos PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃ (µg / m³) para el año 2019.

Parámetro	Unidad	Media	Desv.Est	Max	Min	Mediana
Enero – Marzo						
PM ₁₀	µg/m ³	43.77	26.26	213.45	0.06	38.32
PM _{2.5}	µg/m ³	12.17	7.49	67.23	0.09	10.19
SO ₂	µg/m ³	24.16	40.38	783.51	5.63	10.72
NO ₂	µg/m ³	8.62	4.28	22.11	0.06	8.59
O ₃	µg/m ³	18.11	10.28	52.89	1.13	16.33
PM _{2.5} /PM ₁₀	ratio	0.28	0.29	0.31	1.50	0.27
Abril – Junio						
PM ₁₀	µg/m ³	41	31.19	504.38	0.24	34.18
PM _{2.5}	µg/m ³	12.46	7.87	74.36	0.05	10.56
SO ₂	µg/m ³	21.25	33.11	773.06	7.18	12.42
NO ₂	µg/m ³	8.22	3.27	36.77	3.03	8.18
O ₃	µg/m ³	31.26	12.34	63.52	1.9	33
PM _{2.5} /PM ₁₀	ratio	0.30	0.40	0.02	51.92	0.36
Julio – Septiembre						
PM ₁₀	µg/m ³	35.55	21.76	195.9	0.24	31.87
PM _{2.5}	µg/m ³	11.05	7.5	75.33	0.01	9.3
SO ₂	µg/m ³	20.14	27	403.17	7.26	12.79
NO ₂	µg/m ³	6.11	2.88	36.28	2.33	5
O ₃	µg/m ³	31.97	11.11	57.24	1.88	32.1
PM _{2.5} /PM ₁₀	ratio	0.31	0.34	0.38	0.04	0.29
Octubre - Diciembre						
PM ₁₀	µg/m ³	34.65	18.64	189.73	0.24	32.15
PM _{2.5}	µg/m ³	10.95	7.37	75.33	0.05	9.24
SO ₂	µg/m ³	16.76	13.33	186.94	8.78	12.79
NO ₂	µg/m ³	4.96	1.49	15.6	2.54	4.55
O ₃	µg/m ³	32.63*	8.36	57.01	3.31	32.59
PM _{2.5} /PM ₁₀	ratio	0.32	0.40	0.40	0.21	0.29

Para el caso del $PM_{2.5}$ en la Tabla 10, se observa que los valores más altos se registran en los meses de julio – septiembre, $PM_{2.5} = 75.33 \mu g / m^3$. Para el caso del SO_2 , los valores más altos se registran en los meses de enero – marzo, $SO_2 = 783.51 \mu g / m^3$. Para el caso del NO_2 se observa que los valores más altos se registran en los meses de abril – junio, $NO_2 = 36.77 \mu g / m^3$ y para el caso del O_3 se observa que los valores más altos se registran en los meses de abril – junio, $O_3 = 63.52 \mu g / m^3$. En la figura 20, se observa la distribución de datos en una serie temporal para los contaminantes atmosféricos PM_{10} , $PM_{2.5}$, SO_2 , NO_2 , y O_3 durante el periodo de 2019. La barra celeste muestra la presencia de datos y la barra roja los datos faltantes que corresponde a los 10 primeros días del mes de enero y el periodo del 14 de febrero al 05 de marzo. La media de los valores diarios se muestra en amarillo, los valores máximos registrados para cada contaminante es el siguiente $O_3 = 63.5 \mu g / m^3$; $NO_2 = 36.8 \mu g / m^3$; $SO_2 = 783.5 \mu g / m^3$; $PM_{10} = 504.4 \mu g / m^3$, $PM_{2.5} = 75.3 \mu g / m^3$.

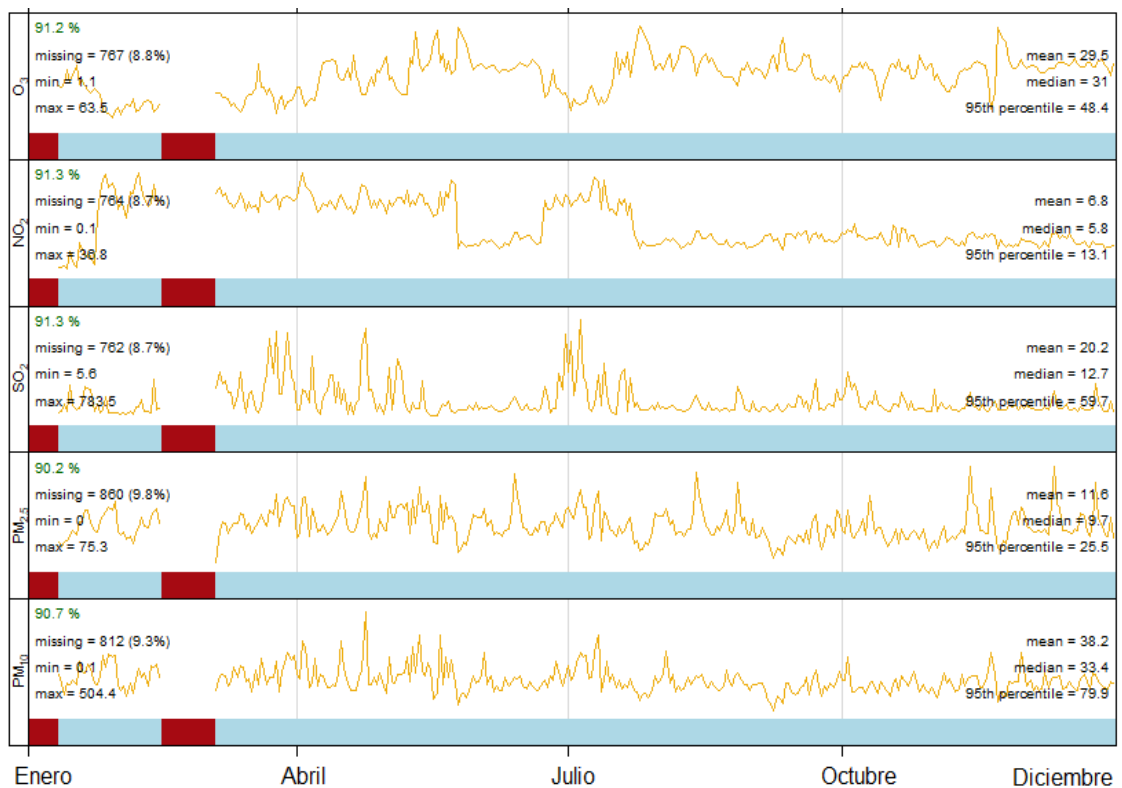


Figura 20. Distribución de datos en una serie temporal para los contaminantes atmosféricos PM_{10} , $PM_{2.5}$, SO_2 , NO_2 , y O_3 ($\mu g / m^3$) durante el periodo de 2019. Se muestran los valores máximos, valores mínimos, media y mediana respectivamente para cada contaminante.

b) Variaciones de las concentraciones promedio de PM_{10} y $PM_{2.5}$ ($\mu\text{g} / \text{m}^3$) en diferentes escalas de tiempo para el año 2019

En la Figura 21, se muestra las variaciones de las concentraciones promedio de PM_{10} y $PM_{2.5}$ ($\mu\text{g} / \text{m}^3$) en diferentes escalas de tiempo para el año 2019. En la Figura 21(A) se muestra variación diurna promedio, registrándose para el miércoles los valores de concentración más alto para el PM_{10} y $PM_{2.5}$. En la Figura 21 (B) se muestra variación horaria promedio, para el caso del PM_{10} se registra los valores más altos a las 10 horas y para el $PM_{2.5}$ los valores más altos se registran a las 6 horas. En la Figura 21 (C) muestra las variaciones mensuales promedio, para el caso del PM_{10} y $PM_{2.5}$ se registran los valores más altos entre los meses de enero a marzo. La Figura 21 (D) muestra las variaciones diurnas promedio, considerando los días laborables y fines de semana, en el cual se observa que los fines de semana (sábado y domingo) se registran los valores más bajos para el PM_{10} y $PM_{2.5}$.

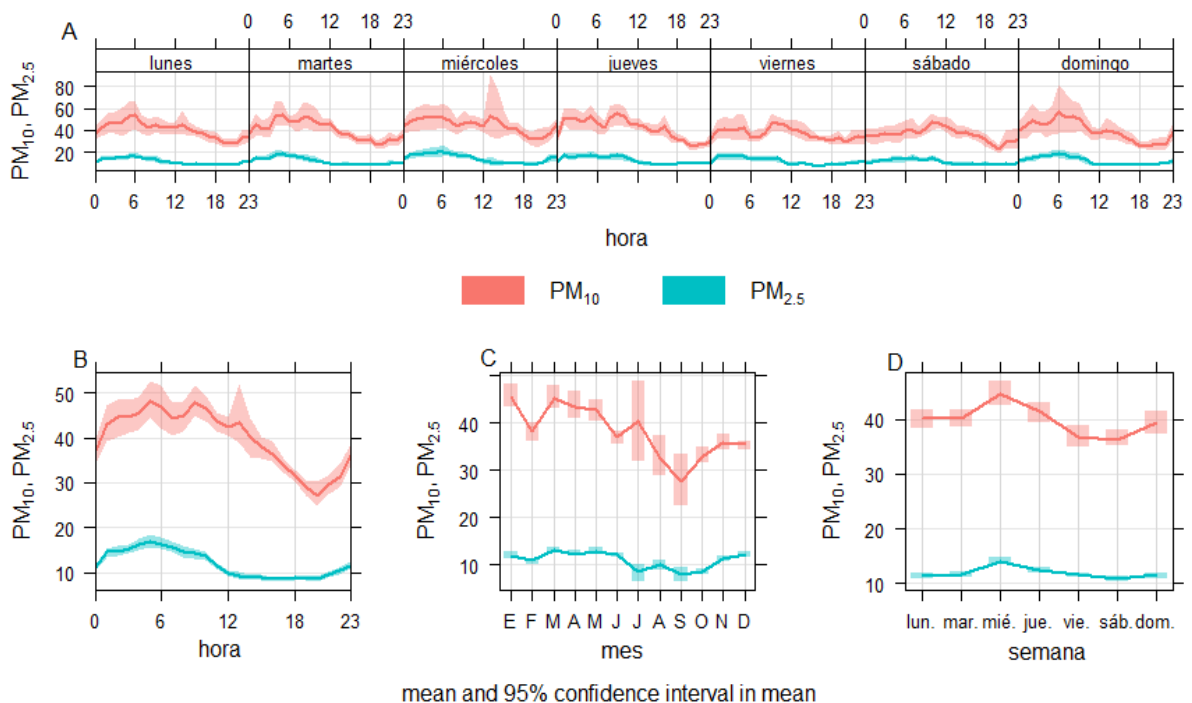


Figura 21. Variación de la concentración promedio de PM_{10} y $PM_{2.5}$ ($\mu\text{g} / \text{m}^3$) en diferentes escalas de tiempo para el año 2019. (A) variación diurna para todo el día, (B) cada hora, (C) escalas mensuales y (D) días laborables y fines de semana.

c) Variaciones de las concentraciones promedio de SO₂, NO₂, y O₃ (µg/m³) en diferentes escalas de tiempo para el año 2019.

En la Figura 22, se muestra las variaciones de las concentraciones promedio de SO₂, NO₂, y O₃ (µg/m³) en diferentes escalas de tiempo para el año 2019. En la Figura 22 (A) muestra variación diurna promedio, registrándose para el caso del SO₂ los fines de semana (sábado y domingo), para el NO₂ los jueves y O₃ los sábados. En la Figura 22 (B) muestra una variación horaria promedio, para el caso del SO₂ se registra los valores más altos entre las 3 y 7 horas, para el NO₂ los valores más altos se registran a las 7 horas y para el O₃ los valores más altos se registran a las 12 horas. En la Figura 22 (C) muestra las variaciones mensuales promedio, para el caso del SO₂ y NO₂ se registra los valores más altos entre los meses de febrero a abril y para el O₃ los valores más altos se registran en el mes de mayo. La Figura 22 (D) muestra las variaciones diurnas promedio, considerando los días laborables y fines de semana, en el cual se observa que los fines de semana (sábado y domingo) se registran los valores altos para el SO₂ y O₃ y para el NO₂ se registra los valores más altos en los días laborales.

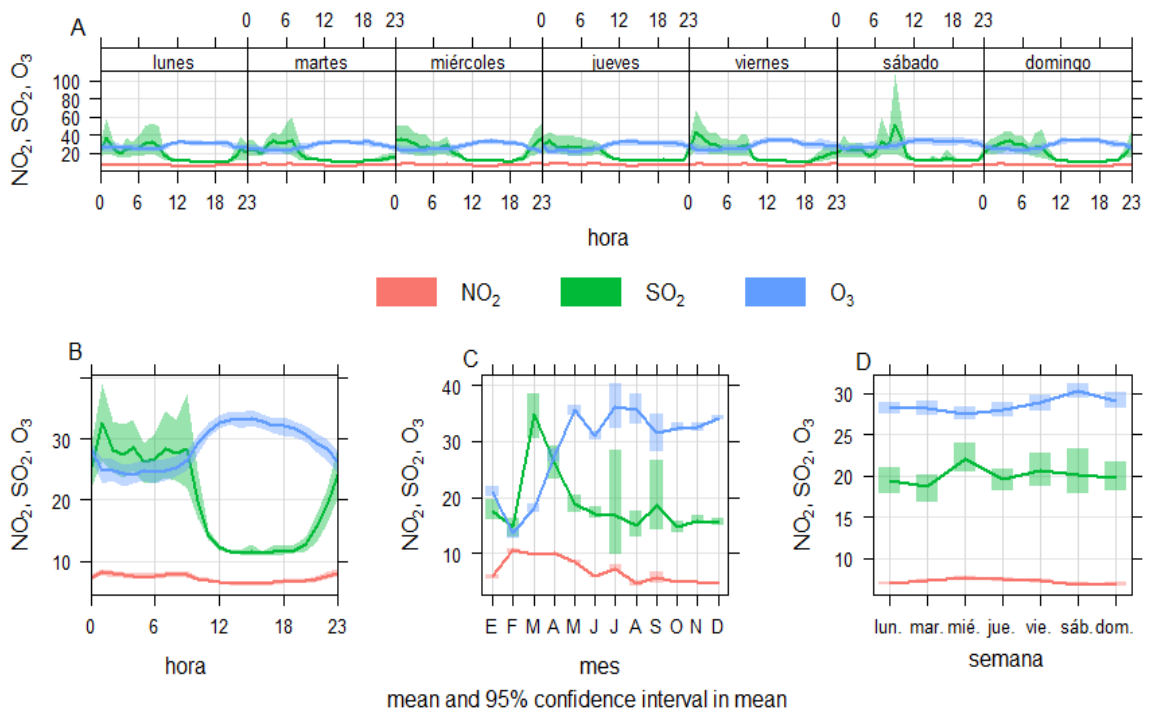


Figura 22. Variación de la concentración promedio de SO₂, NO₂, y O₃ (µg / m³) en diferentes escalas de tiempo para el año 2019. (A) variación diurna para todo el día, (B) cada hora, (C) escalas mensuales y (D) días laborables y fines de semana.

c) Variaciones de las concentraciones promedio anual de PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃ (µg/m³) en diferentes escalas de tiempo para el año 2019.

En la Tabla 11, se observa un resumen estadístico para las concentraciones anuales y en la Figura 23, el diagrama de caja y bigotes, muestran las medias mensuales para los contaminantes atmosféricos PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃ (µg / m³) en el aire del distrito de Pacocha, Moquegua, para el año 2019. Para el caso del PM₁₀, se observa que para el primer el cuartil Q1(25%) los datos son menores o iguales a 35.45 µg / m³, para el 2do cuartil Q2 (50 %) los datos son menores o iguales que 38.38 µg / m³ y para el 3er cuartil Q3 (75 %) los datos son menores o iguales a 43.10 µg / m³. Para el caso del PM_{2.5}, se observa que para el primer el cuartil Q1 (25 %) los datos son menores o iguales a 11.14 µg / m³, para el 2do cuartil Q2 (50 %) los datos son menores o iguales a 11.92 µg / m³ y para el 3er cuartil Q3 (75 %) los datos son menores o iguales a 13.12 µg / m³.

Tabla 11. Estadística descriptiva para las concentraciones anual de los contaminantes atmosféricos PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃ (µg / m³) en el aire del distrito de Pacocha, Moquegua, para el año 2019.

Parámetro	Unidad	Media	Desv.Est.	Min	Q1	Mediana	Q3	Max
PM ₁₀	µg/m ³	38.58*	4.92	29.35	35.45	38.38	43.10	44.97
PM _{2.5}	µg/m ³	11.594	1.262	8.837	11.14	11.92	12.38	13.12
SO ₂	µg/m ³	20.06	6.05	14.67	15.63	18.08	24.24	34.33
NO ₂	µg/m ³	7.001	2.301	4.680	4.941	5.908	9.587	10.54
O ₃	µg/m ³	28.35	7.12	13.44	22.60	31.15	33.79	35.68
PM _{2.5} /PM ₁₀	Ratio	0.30	0.26	0.30	0.31	0.31	0.29	0.29

*Valor más alto en relación con todos los contaminantes.

Para el caso del SO₂, se observa que para el primer el cuartil Q1 (25 %) los datos son menores o iguales a 15.63 µg / m³, para el 2do cuartil Q2 (50 %) los datos menores o iguales a 18.08 µg / m³ y para el 3er cuartil Q3 (75 %) los datos son menores o iguales a 24.24 µg / m³. Para el caso del NO₂, se observa que para el primer el cuartil Q1 (25 %) los datos son menores o iguales a 4.941 µg / m³, para el 2do cuartil Q2 (50 %) los datos son menores o iguales a 5.908 µg / m³ y para el 3er cuartil Q3 (75 %) los datos son menores o iguales a 9.587 µg / m³ y para el caso del O₃, se observa que para el primer el cuartil Q1(25%) los datos son menores o iguales a 22.60 µg / m³, para el 2do

cuartil Q2 (50 %) los datos son menores o iguales a $31.15 \mu\text{g} / \text{m}^3$ y para el 3er cuartil Q3 (75 %) los datos son menores o iguales a $33.79 \mu\text{g} / \text{m}^3$.

En la Figura 23, se muestran el comportamiento de las cajas y bigotes para las medias mensuales y para los contaminantes atmosféricos PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, SO_2 , NO_2 , y O_3 ($\mu\text{g} / \text{m}^3$) durante el periodo de 2019, Las cajas de color amarillo definen los percentiles 75 y 25, los bigotes registran los valores máximo y mínimo, y el rombo azul el valor medio de las medias mensuales, en las tablas 12 y 13 se detallan dichos valores.



Figura 23. Diagrama de caja y bigotes de las medias mensuales para los contaminantes atmosféricos PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, SO_2 , NO_2 , y O_3 ($\mu\text{g} / \text{m}^3$) durante el periodo de 2019.

4.1.2 Concentraciones trimestrales de contaminantes atmosféricos para el año 2020.

a) Trimestral

En la Tabla 12, se muestran los promedios de las concentraciones de los contaminantes atmosféricos PM_{10} , $PM_{2.5}$, SO_2 , NO_2 , y O_3 ($\mu g / m^3$) para cada 3 meses específicamente solo para el año 2020. Para el caso del PM_{10} se observa que los valores más altos se registran en los meses de octubre – diciembre, $PM_{10} = 720.82 \mu g / m^3$. Los valores más altos para el $PM_{2.5}$ se registran en los meses de octubre – diciembre, $PM_{2.5} = 139.45 \mu g / m^3$. Para el caso del SO_2 se observa que los valores más altos se registran en los meses de enero – marzo, $SO_2 = 610.64 \mu g / m^3$.

Tabla 12. Estadística descriptiva para las concentraciones trimestrales de los contaminantes atmosféricos PM_{10} , $PM_{2.5}$, SO_2 , NO_2 , y O_3 ($\mu g / m^3$), para el año 2020.

Parámetro	Unidad	Promedio	Std Dev.	Max	Min	Mediana
Enero – Marzo						
PM_{10}	ug/m ³	53.34989	38.36556	354.07	0.36	43.82
$PM_{2.5}$	ug/m ³	13.8314	10.14995	81.39	0.04	10.88
SO_2	ug/m ³	25.84762	43.18912	610.64*	5.71	9.48
NO_2	ug/m ³	5.573082	2.228876	19.25	1.97	4.87
O_3	ug/m ³	14.48143	6.873003	153.57	1.88	13.25
Abril – Junio						
PM_{10}	ug/m ³	47.46074	36.59101	300.19	0.19	38.25
$PM_{2.5}$	ug/m ³	15.2238	10.00888	74.4	0.07	12.74
SO_2	ug/m ³	18.83593	27.38687	360.93	6.03	9.055
NO_2	ug/m ³	4.793947	1.631928	18.03	2.99	4.23
O_3	ug/m ³	21.11738	6.582142	37.03	5.07	19.97
Julio – Septiembre						
PM_{10}	ug/m ³	35.68969	22.00632	206.58	0.17	31.08
$PM_{2.5}$	ug/m ³	11.00841	6.898638	66.67	0.05	9.68
SO_2	ug/m ³	10.11725	12.44142	207.11	0.03	8.46
NO_2	ug/m ³	4.738169	1.508179	16.28	3.14	4.31
O_3	ug/m ³	30.13075	6.83024	168.38*	9.44	29.86
Octubre – Diciembre						
PM_{10}	ug/m ³	42.37199	33.53566	720.82*	0.67	36.92
$PM_{2.5}$	ug/m ³	11.89696	8.074353	139.45*	0.01	9.99
SO_2	ug/m ³	13.33039	22.05825	231.029	0.29	6.668
NO_2	ug/m ³	5.063857	1.920834	19.98*	0.98	4.46
O_3	ug/m ³	25.45464	5.689618	35.82	5.36	26.02

*Valores máximos y mínimos registrados para cada contaminante para los 12 meses

Los valores más altos para el NO₂ se registran en los meses de octubre – diciembre, NO₂ = 19.98 µg / m³ y para el caso del O₃ se observa que los valores más altos se registran en los meses de abril – junio, O₃ = 168.38 µg / m³ (ver tabla 12). La Figura 24, muestra la distribución de datos en una serie temporal para los contaminantes atmosféricos PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃ durante el periodo de 2020. La barra celeste muestra la presencia de datos y la barra roja los datos faltantes que corresponde a los 23 primeros días del mes de enero, para todos los contaminantes evaluados y para el caso del O₃ los datos faltantes corresponden desde el mes de octubre a diciembre. La media de los valores diarios se muestra en amarillo, los valores máximos registrados para cada contaminante es el siguiente O₃=168.4 µg/m³; NO₂= 22.7 µg/m³; SO₂=610.6 µg / m³; PM₁₀= 81.4 µg/m³, PM_{2.5}= 354.1 µg / m³.

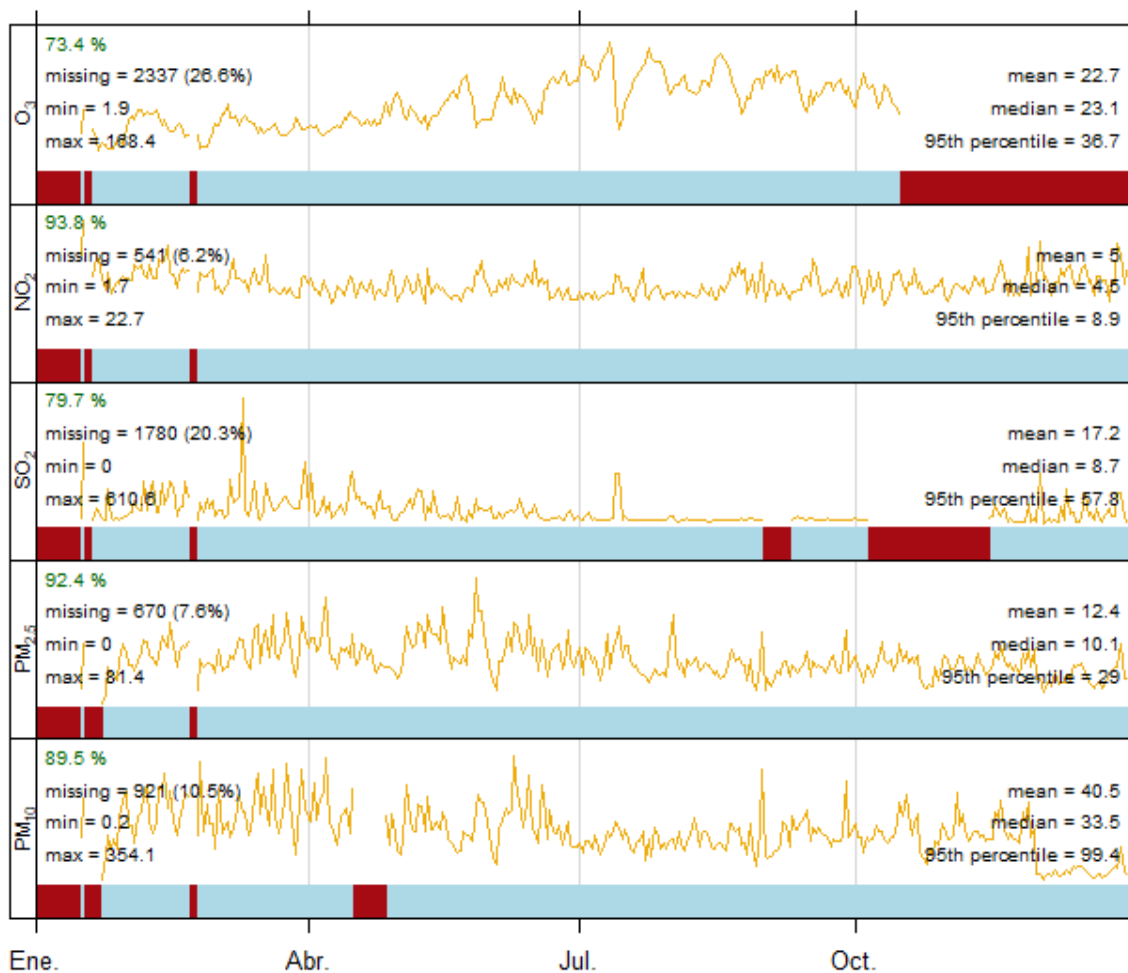


Figura 24. Distribución de datos en una serie temporal para los contaminantes atmosféricos PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃ (µg / m³) durante el periodo de 2020. Se muestran los valores máximos, valores mínimos, media y mediana respectivamente para cada contaminante.

b) Variaciones de las concentraciones promedio de PM_{10} y $PM_{2.5}$ ($\mu\text{g} / \text{m}^3$) en diferentes escalas de tiempo para el año 2020.

La Figura 25, muestra las variaciones de las concentraciones promedio de PM_{10} y $PM_{2.5}$ ($\mu\text{g} / \text{m}^3$) en diferentes escalas de tiempo para el año 2020. La Figura 25 (A) muestra variación diurna promedio, registrándose valores elevados para el lunes, PM_{10} y $PM_{2.5}$. La Figura 25 (B) muestra la variación horaria promedio, para el caso del PM_{10} los valores más altos se registran a las 9 horas y para el $PM_{2.5}$ a las 8 horas. La Figura 25 (C) muestra las variaciones mensuales promedio, para el caso del PM_{10} se registra los valores más altos para el mes de febrero y para el $PM_{2.5}$ en el mes de mayo. La Figura 25 (D) muestra las variaciones diurnas promedio, considerando los días laborables y fines de semana, en el cual se observa que los días laborables (lunes a viernes) se registran los valores más altos para el PM_{10} y $PM_{2.5}$.

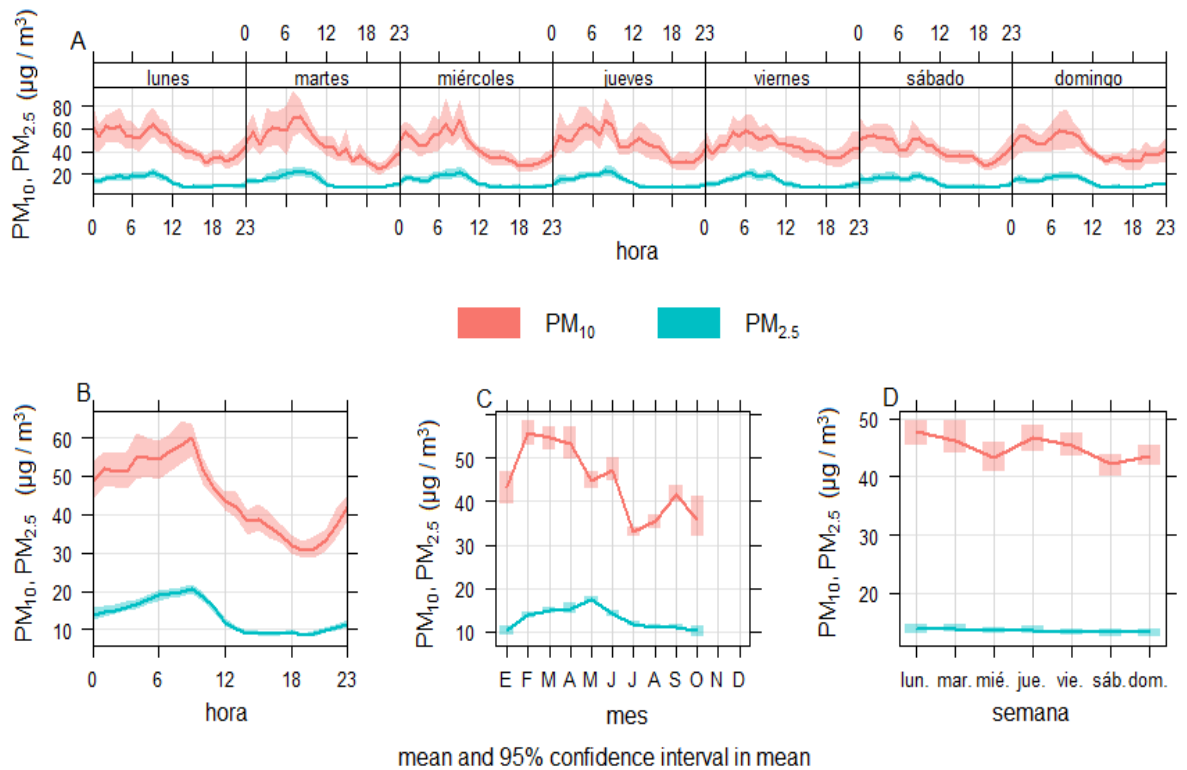


Figura 25. Variación de la concentración promedio de PM_{10} y $PM_{2.5}$ ($\mu\text{g} / \text{m}^3$) en diferentes escalas de tiempo para el año 2020. (A) variación diurna para todo el día, (B) cada hora, (C) escalas mensuales y (D) días laborables y fines de semana.

c) Variaciones de las concentraciones promedio de SO₂, NO₂, y O₃ (µg/m³) en diferentes escalas de tiempo para el año 2020.

La Figura 26, muestra las variaciones de las concentraciones promedio de SO₂, NO₂, y O₃ (µg / m³) en diferentes escalas de tiempo para el año 2020. En la Figura 26 (A) muestra variación diurna promedio, para el SO₂ los valores más altos se registran los martes, para el NO₂ los jueves y en el caso del O₃ los valores más altos se registran para el día sábado. En la Figura 26 (B) muestra las variaciones horarias promedio, para el caso del SO₂ se registra los valores más altos entre las 6 y 12 horas, para el NO₂ los valores más altos se registran a las 7 horas y para el O₃ los valores más altos se registran a las 16 horas. En la Figura 26 (C) muestra las variaciones mensuales promedio, el SO₂ registro los valores más altos para el mes de marzo, el NO₂ en el mes de febrero y para el O₃ los valores más altos se registran en el mes de julio. La Figura 26 (D) muestra las variaciones diurnas promedio, considerando los días laborables y fines de semana. Los fines de semana (domingos) registran los valores más bajos respectivamente para los tres contaminantes y a inicios de la semana se registran los valores más altos para el SO₂. Para los NO₂ y O₃, se registra los valores más altos los días laborales.

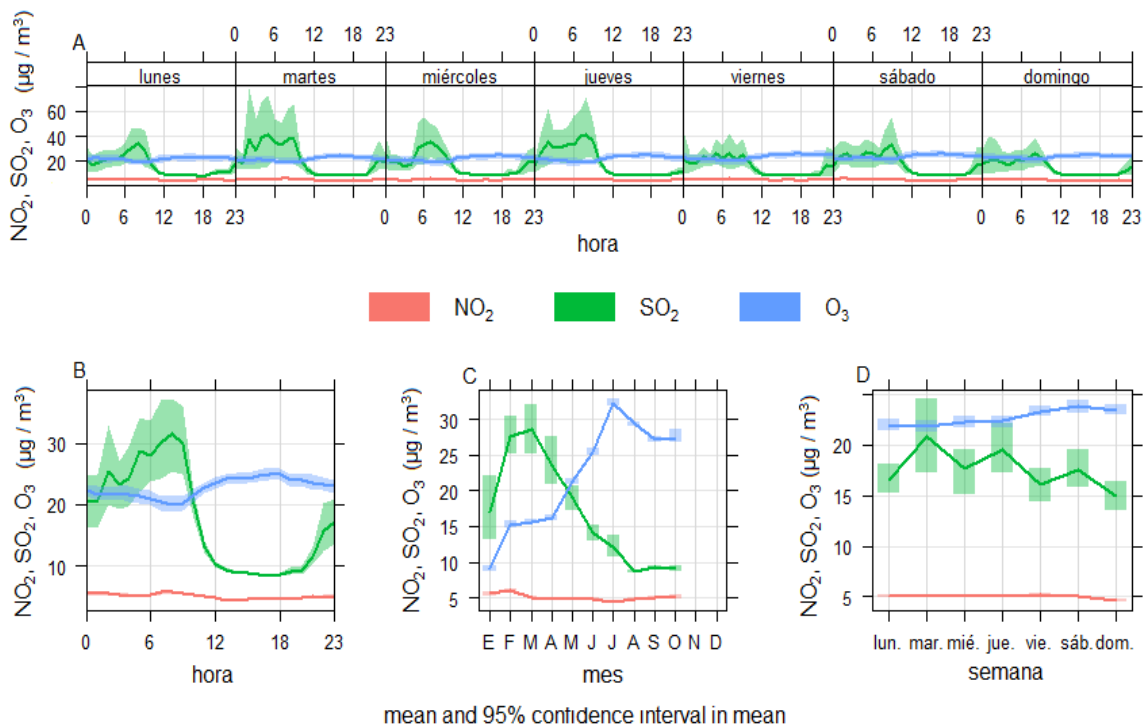


Figura 26. Variación de la concentración promedio de SO₂, NO₂, y O₃ (µg / m³) en diferentes escalas de tiempo para el año 2020. (A) variación diurna para todo el día, (B) cada hora, (C) escalas mensuales y (D) días laborables y fines de semana.

d) Variaciones de las concentraciones promedio anual de PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃ (µg/m³) en diferentes escalas de tiempo para el año 2020.

La Tabla 15, presenta un resumen estadístico para las concentraciones anuales, la Figura 27, muestra el diagrama de caja y bigotes de las medias mensuales para los contaminantes atmosféricos PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃ (µg / m³) en el aire del distrito de Pacocha, Moquegua, para el año 2020. Para el caso del PM₁₀, se observa que para el primer el cuartil Q₁ (25 %) los datos son menores o iguales a 36.61 µg / m³, para el 2do cuartil Q₂ (50 %) los datos son menores o iguales a 41.67 µg / m³ y para el 3er cuartil Q₃ (75 %) los datos son menores o iguales a 51.40 µg / m³. Para el caso del PM_{2.5}, se observa que para el primer el cuartil Q₁ (25 %) los datos son menores o iguales a 10.34 µg / m³, para el 2do cuartil Q₂ (50 %) los datos son menores o iguales a 11.56 µg / m³ y para el 3er cuartil Q₃ (75 %) los datos son menores o iguales a 14.12 µg / m³.

Tabla 13. Estadística descriptiva para las concentraciones anuales de los contaminantes atmosféricos PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃ (µg / m³) en el aire del distrito de Pacocha, Moquegua, para el año 2020.

Parámetro	Unidad	Media	Desv.Est.	Min	Q1	Mediana	Q3	Max
PM ₁₀	µg/m ³	41.17	12.32	9.97	36.61	41.67	51.40	56.01
PM _{2.5}	µg/m ³	12.27	2.62	7.801	10.34	11.56	14.12	17.35
SO ₂	µg/m ³	16.19	6.94	8.69	9.86	14.36	22.36	28.50
NO ₂	µg/m ³	5.09	0.47	4.49	4.79	4.93	5.47	6.05
O ₃	µg/m ³	18.34	10.85	0.00	11.36	18.94	27.88	32.37

*Valor más alto en relación con todos los contaminantes.

Para el SO₂, se observa que para el primer el cuartil Q₁ (25%) los datos son menores o iguales a 15.63 µg / m³, el 2do cuartil Q₂ (50%) los datos menores o iguales a 14.36 µg / m³ y para el 3er cuartil Q₃ (75%) los datos son menores o iguales a 22.36 µg / m³. Para el caso del NO₂, se observa que para el primer el cuartil Q₁ (25%) los datos son menores o iguales a 4.79 µg / m³, para el 2do cuartil Q₂ (50%) los datos menores o iguales a 4.93 µg / m³ y para el 3er cuartil Q₃ (75%) los datos son menores o iguales a 5.47 µg / m³ y para el caso del O₃, se observa que para el primer el cuartil Q₁ (25%) los datos son menores o iguales a 11.36 µg / m³, para el 2do cuartil Q₂ (50%) los datos menores o

iguales a $18.94 \mu\text{g} / \text{m}^3$ y para el 3er cuartil Q_3 (75%) los datos son menores o iguales a $27.88 \mu\text{g} / \text{m}^3$.

La Figura 27, muestra el comportamiento de las cajas y bigotes para las medias mensuales de los contaminantes atmosféricos PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, SO_2 , NO_2 , y O_3 ($\mu\text{g} / \text{m}^3$) durante el periodo de 2020, las cajas de color amarillo definen los percentiles 75 y 25, los bigotes los valores máximos y mínimos, y el rombo azul las medias mensuales (Tabla 12 y 13).

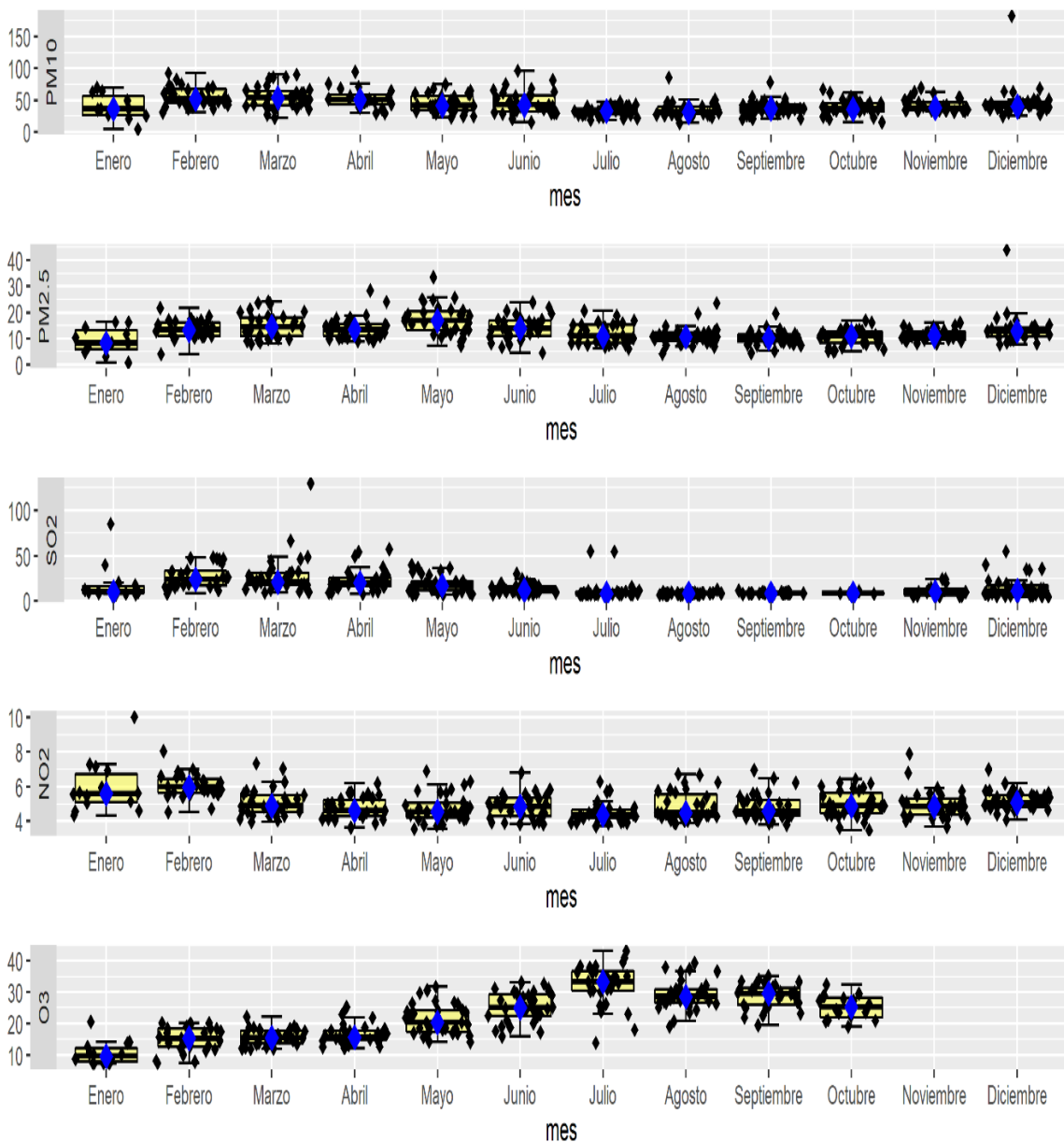


Figura 27. Diagrama de caja y bigotes de las medias mensuales para los contaminantes atmosféricos PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, SO_2 , NO_2 , y O_3 ($\mu\text{g} / \text{m}^3$) durante el periodo de 2020.

4.2. Determinación de las características meteorológicas (temperatura, humedad relativa, velocidad y dirección del viento) durante el periodo 2019 – 2020

4.2.1 Características meteorológicas (temperatura, humedad relativa, velocidad y dirección del viento) para el año 2019.

En la Tabla 14, se muestran los promedios trimestrales para las variables meteorológicas: velocidad viento (m/s), dirección viento ($^{\circ}$), temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y humedad relativa (%) para el año 2019. La temperatura máxima se registra en los meses de enero a marzo ($T_{\text{máx}}=29^{\circ}\text{C}$) y la temperatura mínima en los meses de julio a septiembre ($T_{\text{mín}} = 15^{\circ}\text{C}$).

Tabla 14. Estadística descriptiva para las variables meteorológicas: velocidad viento (m/s), dirección viento ($^{\circ}$), temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y humedad relativa (%) en el aire del distrito de Pacocha, Moquegua, para el año 2019.

Parámetro	Unidad	Promedio	Std Dev.	Max	Min	Mediana
Enero - Marzo						
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	26.48	1.477	29.35*	29.35	26.65
Velocidad viento	m/s	4.54	1.170	8.74*	3.02	4.15
Dirección viento	$^{\circ}$	151.32 (SE)	83.017	303.77 (NW)	0.04 (N)	181.225
Humedad relativa	%	87.18	4.243	95.2*	73.5	86.65
Abril - Junio						
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	20.79	2.302	25.35	15.25	20.95
Velocidad viento	m/s	4.24	4.240	7.83	2.82	3.86
Dirección viento	$^{\circ}$	141.57 (SE)	86.642	309.41 (NW)	0.58 (N)	169.05
Humedad relativa	%	85.11	2.708	91.7	73.9	85.1
Julio – Septiembre						
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	16.92	0.919	19.7	15.0*	16.825
Velocidad viento	m/s	4.20	1.115	8.62	2.79	3.82
Dirección viento	$^{\circ}$	144.50 (SE)	82.331	299.9 (NW)	0.04 (N)	169.16
Humedad relativa	%	86.880	4.443	94.2	76.3	87.3
Octubre - Diciembre						
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	21.479	2.091	27.19	15.02	21.32
Velocidad viento	m/s	4.044	0.996	7.43	2.78*	3.71
Dirección viento	$^{\circ}$	140.946(SE)	84.78	299.9 (NW)	0.26 (N)	170.04
Humedad relativa	%	72.53	10.22	93.5	48.81*	70.52

Norte (N de 337.5° - 22.5°); Noreste (NE de 22.5° - 67.5°); Este (E de 67.5° - 112.5°), Sureste (SE de 112.5° - 157.5°), Sur (S de 157.5° - 202.5°), Suroeste (SW de 202.5° - 247.5°), Oeste (W de 247.5° - 292.5°), Noroeste (NW de 292.5° - 337.5°). *Valores máximos y mínimos para cada variable meteorológica.

La Tabla 14, muestra los promedios trimestrales para la humedad relativa (%) durante el 2019, la humedad relativa máxima se registra en los meses de enero - marzo (HR= 95.2 %) y los valores mínimos en los meses de octubre - diciembre (HR= 48.81 %). En cuanto a la velocidad del viento (m/s) se observa que la máxima velocidad se registra en los meses de enero a marzo ($v=8.74$ m/s) con dirección noroeste (NW) y la velocidad mínima en los meses de octubre a diciembre ($v=2.78$ m/s) con dirección norte (N).

La Figura 28. (A), muestra la distribución de datos en una serie temporal, para la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), el promedio anual fue de 23°C , existiendo una tendencia clara de mayores temperaturas para los meses de enero a marzo (26.48°C) y mínimos para los meses de julio a septiembre (16.92°C).

La Figura 28(B), muestra la distribución de datos en una serie temporal para la humedad relativa, el promedio anual se sitúa en torno al 81.1 %, siendo esta mayor en los meses de enero a marzo (87.18 %) y los valores mínimos en los meses de octubre a diciembre (72.53 %).

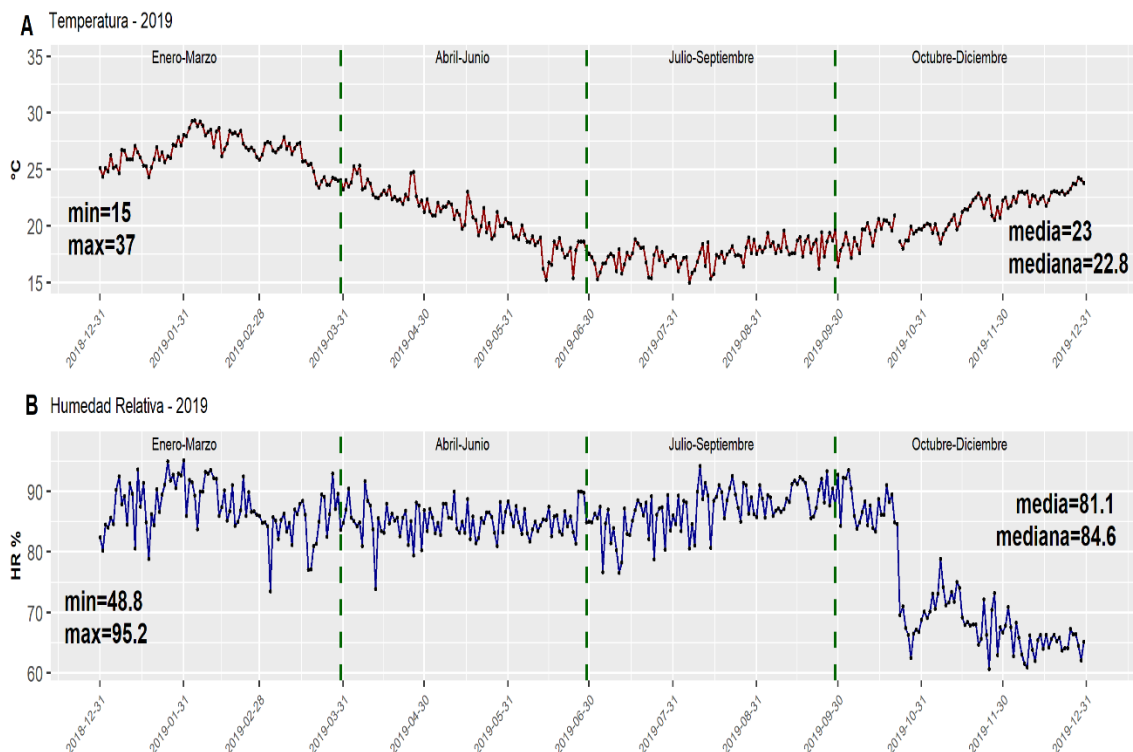
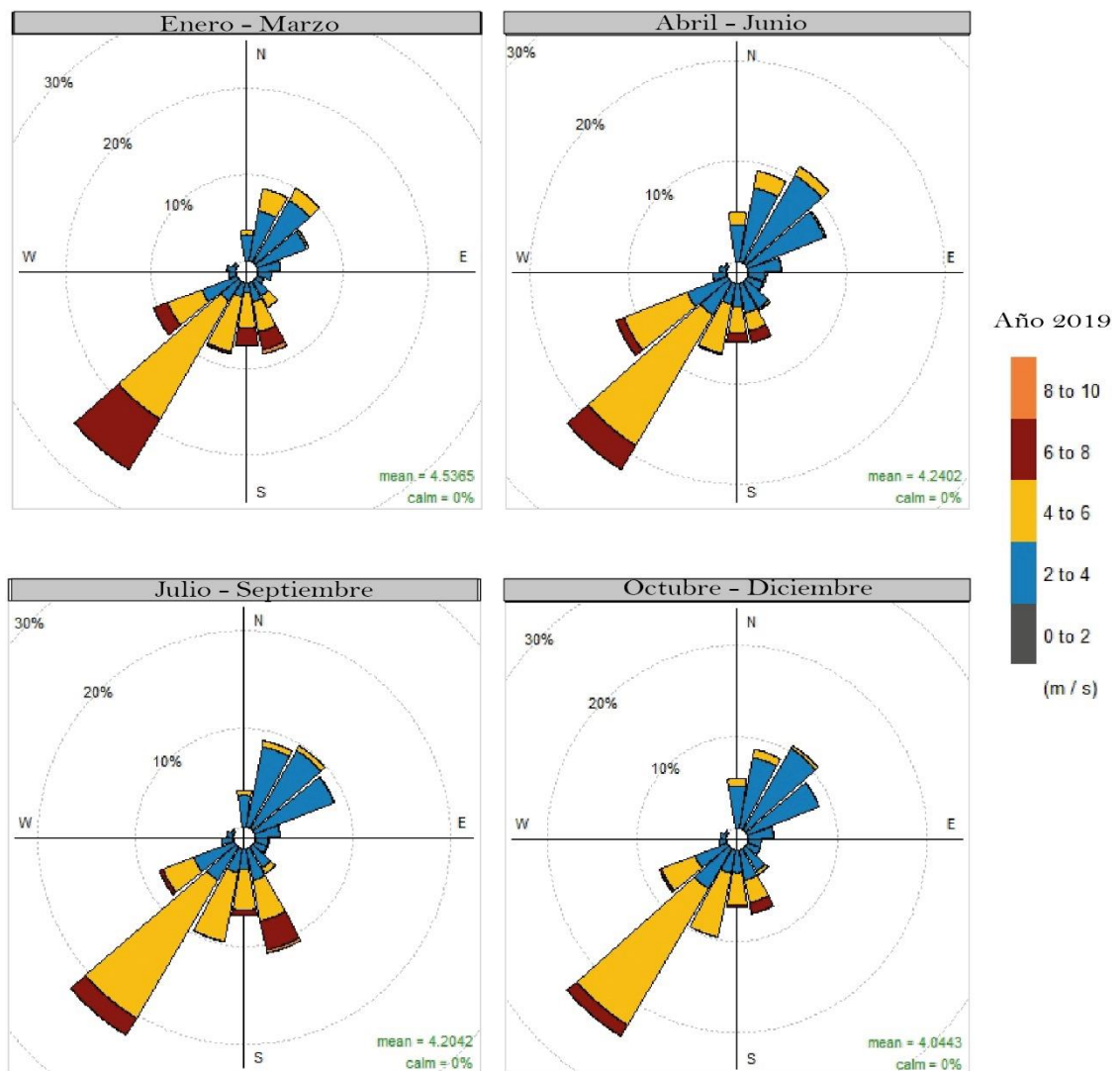


Figura 28. Distribución de datos en una serie temporal para las variables meteorológicas: (A) Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y (B) Humedad relativa (%), durante el periodo de 2019. Se muestran los valores máximos y mínimos trimestrales.

La Figura 29, muestra las rosas de vientos de distribución de velocidad (datos trimestrales UNAM - Ilo, Moquegua 2020). Se evidencia un comportamiento similar para todo el año 2019 (enero a diciembre), lo cuales predominan más los vientos con dirección del SO (20% de horas mensuales), con velocidades más comunes que oscilan entre 4 – 6 m/s (color amarillo) clasificándose como vientos flojos - moderados, seguido de velocidades entre 6 – 8 m/s (color rojo) clasificándose como vientos moderados y velocidades entre 2 – 4 m/s (color celeste) clasificándose como vientos flojos.



Cada segmento se divide mediante colores en intervalos de velocidad de viento. La longitud de cada segmento representa el porcentaje de tiempo que el viento sopla de esa dirección. Calma (< 1.39 m/s); Flojo (1.7 - 5.6 m/s); Moderados (5.8 - 11.1 m/s); Fuertes (11.4 - 19.4 m/s); Muy Fuertes (19.7 - 33.3 m/s); Huracanados (> 33.3 m/s).

Figura 29. Rosa de los vientos de distribución de velocidad (datos trimestrales UNAM - Ilo, Moquegua 2019). Distribución de frecuencias para cada 3 meses.

4.2.2 Características meteorológicas (temperatura, humedad relativa, velocidad y dirección del viento) para el año 2020.

La Tabla 15, muestra los promedios trimestrales para las variables meteorológicas: Temperatura (°C), Velocidad viento (m/s), Dirección viento (°) y Humedad relativa (%) para el año 2020. Para el caso de la temperatura promedio trimestral, se observa que la máxima temperatura se registra en los meses de enero-marzo (25.17 °C) y la mínima temperatura se registra en los meses de julio-septiembre (16.92 °C). Los promedios trimestrales para la Humedad relativa (%), se observa que los valores máximos se registran en los meses de enero-marzo (74.34 %) y los valores mínimos en los meses de octubre-diciembre (67.53 %).

Tabla 15. Estadística descriptiva para las variables meteorológicas: Temperatura (°C), Velocidad viento (m/s), Dirección viento (°) y Humedad relativa (%) en el aire del distrito de Pacocha, Moquegua, para el año 2020.

Parámetro	Unidad	Promedio	Std Dev.	Max	Mín	Mediana
Enero – Marzo						
Temperatura	°C	25.167	1.998	31.26	19.68	24.91
Velocidad viento	m/s	1.631	1.268	6.2	0.2	1.1
Dirección viento	°	145.34 (SE)	58.109	287.5 (O)	34.4 (NE)	150.3 (SE)
Humedad relativa	%	67.533	8.316	85.63	43.3	68.255
Abril – Junio						
Temperatura	°C	20.531	2.360	29.32	14.77	20.14
Velocidad viento	m/s	1.432	1.154	5.6	0.2	1
Dirección viento	°	141.94 (SE)	53.464	256.4 (O)	50.8 (NE)	148.55 (SE)
Humedad relativa	%	72.428	5.965	87	47.26	72.805
Julio – Septiembre						
Temperatura	°C	16.920	1.032	22.08	13	16.815
Velocidad viento	m/s	1.609	1.139	6	0.3	1.2
Dirección viento	°	143.35 (SE)	47.611	268.5 (O)	85.1 (E)	133.15 (SE)
Humedad relativa	%	74.336	4.9106	88*	52.53	74.36
Octubre – Diciembre						
Temperatura	°C	20.147	2.262	28.38	14.33	19.79
Velocidad viento	m/s	1.832	1.186	5.6	0.28	1.5
Dirección viento	°	187.466 (S)	54.328	282.6 (O)	45.5 (NE)	210.445 (SE)
Humedad relativa	%	72.454	6.389	86.83	49.74	73.335

Norte (N de 337.5° - 22.5 °); Noreste (NE de 22.5 ° - 67.5 °); Este (E de 67.5 ° - 112.5 °), Sureste (SE de 112.5 ° - 157.5 °), Sur (S de 157.5 ° - 202.5 °), Suroeste (SW de 202.5 ° - 247.5 °), Oeste (W de 247.5 ° - 292, 5 °), Noroeste (NW de 292.5 ° - 337.5 °).

*Valores máximos representativos.

En cuanto a los promedios trimestrales para la velocidad del viento (m/s) se observa que la máxima velocidad se registra en los meses de octubre a diciembre (1.83 m/s) con dirección del sur (S) y la velocidad mínima en los meses de abril a julio (1.43 m/s) con dirección sureste (SE).

La Figura 30 (A), muestra la distribución de datos en una serie temporal para la temperatura (°C), el promedio anual fue de 20.5 °C. Existiendo una tendencia clara de mayores temperaturas para los meses de enero a marzo (25.17 °C) y mínimos para los meses de julio a septiembre (16.9 °C).

La Figura 30 (B), muestra la distribución de datos en una serie temporal para la humedad relativa, el promedio anual se sitúa alrededor de 71.9 %, siendo esta mayor en los meses de julio - septiembre (74.34 %) y los valores mínimos promedio en los meses de octubre a diciembre (67.53 %).

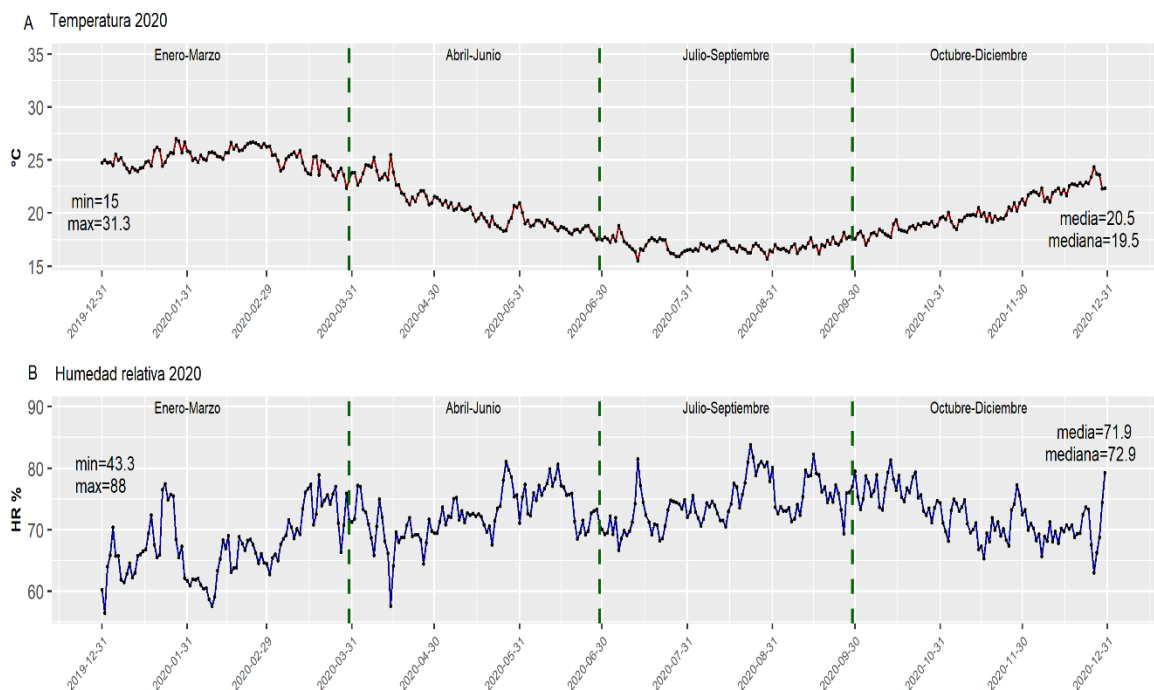
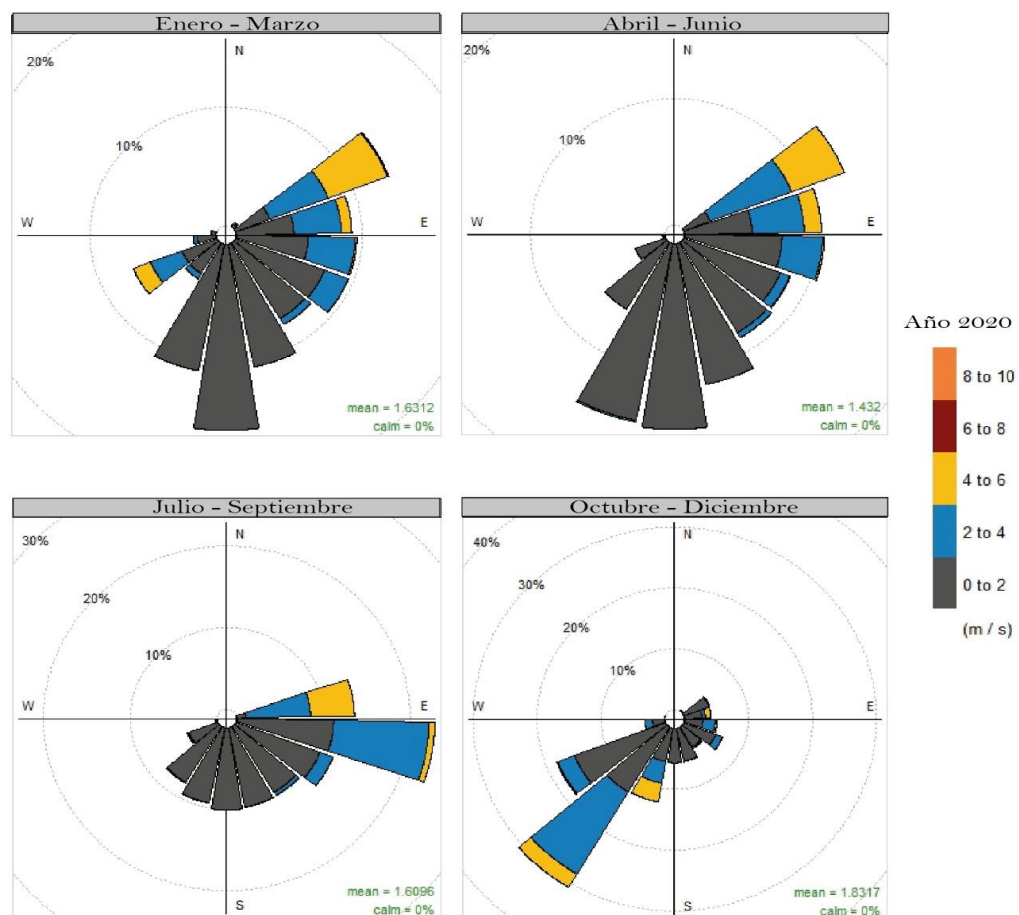


Figura 30. Distribución de datos en una serie temporal para las variables meteorológicas: (A) Temperatura (°C) y (B) Humedad relativa (%), durante el periodo de 2020. Se muestran los valores máximos y mínimos trimestrales.

La Figura 31, muestra las rosas de vientos de distribución de velocidad (datos trimestrales UNAM - Ilo, Moquegua 2020), en los meses de enero - junio predominan los vientos del SE (más del 20% de horas mensuales) las velocidades más comunes oscilan entre 0 – 2 m/s (color plomo) clasificándose entre vientos de Calma (< 1.39 m/s) y Flojo (1.7 - 5.6 m/s). Para los meses de julio - septiembre predominan los vientos del SE (más del 20% de horas mensuales) las velocidades más comunes oscilan entre 0–2 y 2-4 m/s (color plomo y celeste) clasificándose entre vientos de Calma (< 1.39 m/s) y Flojo (1.7 - 5.6 m/s). Para los meses de octubre - diciembre predominan los vientos del S (más del 30% de horas mensuales) las velocidades más comunes oscilan entre 0–2 (10 %) y 2-4 (18 %) m/s (color plomo y celeste) clasificándose entre vientos de Calma (< 1.39 m/s) y Flojo (1.7 - 5.6 m/s).



Cada segmento se divide mediante colores en intervalos de velocidad de viento. La longitud de cada segmento representa el porcentaje de tiempo que el viento sopla de esa dirección. Calma (< 1.39 m/s); Flojo (1.7 - 5.6 m/s); Moderados (5.8 - 11.1 m/s); Fuertes (11.4 - 19.4 m/s); Muy Fuertes (19.7 – 33.3 m/s); Huracanados (> 33.3m/s).

Figura 31. Rosa de los vientos de distribución de velocidad (datos trimestrales UNAM - Ilo, Moquegua 2020). Distribución de frecuencias para cada 3 meses.

4.3. Prueba de hipótesis

4.3.1 Relación de los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) con las variables Meteorológicas en el distrito de Pacocha, Ilo para el año 2019.

En la Tabla 16, se muestra los valores promedio mensuales para los contaminantes gaseosos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) en µg/m³ y variables meteorológicas; velocidad de vientos (ws m/s), dirección de viento (wd °), temperatura (°C) y humedad (%).

Tabla 16. Promedios mensuales para los contaminantes gaseosos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) y variables meteorológicas (ws m/s, wd °, temperatura °C, humedad %) periodo de observación 2019.

Meses	WS m/s	WD (°)	PM ₁₀ µg/m ³	PM _{2.5} µg/m ³	SO ₂ µg/m ³	NO ₂ µg/m ³	O ₃ µg/m ³	Temperatura °C	Humedad %
Enero	4.58	162.52	44.97	11.63	17.37	5.70	21.06	25.94	88.00
Febrero	4.63	138.04	39.64	11.17	14.67	10.54	13.44	27.91	89.01
Marzo	4.46	148.88	44.91	13.12	34.33	9.93	18.14	25.73	84.71
Abril	4.27	137.18	43.28	12.27	25.97	9.99	27.23	23.24	84.94
Mayo	4.12	137.78	42.58	12.87	18.79	8.55	35.68	20.89	85.04
Junio	4.33	149.67	37.13	12.22	19.03	6.12	30.83	18.14	84.90
Julio	4.30	147.18	40.50	11.76	27.62	8.41	28.71	17.07	84.56
Agosto	4.20	140.79	36.58	12.41	15.56	4.74	34.62	17.18	87.83
Septiembre	4.10	145.56	29.35	8.84	17.13	5.14	32.59	18.29	88.91
Octubre	3.84	134.00	32.89	9.65	18.86	5.33	31.48	19.60	87.99
Noviembre	4.13	143.98	35.74	11.13	15.82	4.87	32.20	21.63	89.18
Diciembre	4.17	144.96	35.35	12.07	15.57	4.68	34.19	23.59	91.94
Promedio	4.26	144.21	38.58	11.60	20.06	7.00	28.35	21.60	87.25

a) Prueba de normalidad para los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) para el año 2019.

Para evaluar si los datos registrados para los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) siguen una distribución normal se aplicó la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk (n<50), partiendo de los siguientes supuestos:

H₀ = Los datos registrados para los contaminantes atmosféricos y variables meteorológicas siguen una distribución normal para el año 2019.

H₁ = Los datos registrados para los contaminantes atmosféricos y variables meteorológicas no siguen una distribución normal para el año 2019.

En la Tabla 16, se observa los estadísticos de prueba y el valor p. En todos los casos para los contaminantes atmosféricos y las variables meteorológicas el valor p es mayor que 0.05, por el cual rechazamos la hipótesis alterna (H_1) y se acepta la hipótesis nula (H_0), por lo que se concluye que nuestros datos siguen una distribución normal y lo cual se aplicará la correlación de Pearson (prueba paramétrica).

Tabla 17. Prueba de Shapiro-Wilk (normalidad) para los contaminantes atmosféricos (PM_{10} , $PM_{2.5}$, SO_2 , NO_2 , y O_3), periodo de observación 2019.

Variables		Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.
WS	m/s	0.961	12	0.798*
WD	(°)	0.918	12	0.269*
PM_{10}	$\mu g/m^3$	0.955	12	0.704*
$PM_{2.5}$	$\mu g/m^3$	0.894	12	0.131*
SO_2	$\mu g/m^3$	0.797	12	0.051*
NO_2	$\mu g/m^3$	0.837	12	0.052*
O_3	$\mu g/m^3$	0.863	12	0.054*
Temperatura	°C	0.934	12	0.421*
Humedad	%	0.877	12	0.080*

*Valores $p > 0.05$ (Aceptamos la Hipótesis Nula); **Valores $p < 0.05$ (Rechazamos la Hipótesis Nula de manera significativa); ***valores $p < 0.01$ (Rechazamos la Hipótesis Nula de manera altamente significativa).

b) Análisis de Correlación de Pearson entre los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos para el año 2019

Una vez determinado aquellas variables si siguen una distribución normal se ha procedido a realizar la correlación de Pearson entre los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos para el año 2019, para lo cual se ha planteado los siguientes supuestos:

H_0 = No existe relación significativa entre los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos para el año 2019.

H_1 = Existe relación significativa entre los contaminantes atmosféricos y parámetros meteorológicos para para el año 2019.

En la Tabla 19, se observa la correlación de Pearson y la significancia estadística ($P < 0,05$) entre los contaminantes atmosféricos y las variables meteorológicas para el año 2019.

Tabla 18. Correlación de Pearson entre los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos mensuales para el año 2019.

Muestra 1	Muestra 2	Correlación	IC de 95% para ρ	Valor p
WD	WS	0.543	(-0.045; 0.852)	0.068
PM ₁₀	WS	0.654	(0.129; 0.893)	0.021*
PM _{2.5}	WS	0.413	(-0.211; 0.798)	0.182
SO ₂	WS	0.134	(-0.476; 0.658)	0.677
NO ₂	WS	0.514	(-0.085; 0.840)	0.087
O ₃	WS	-0.818	(-0.947; -0.460)	0.001*
Temperatura	WS	0.635	(0.097; 0.886)	0.026*
Humedad	WS	-0.153	(-0.668; 0.461)	0.634
PM ₁₀	WD	0.314	(-0.317; 0.752)	0.321
PM _{2.5}	WD	0.143	(-0.469; 0.663)	0.658
SO ₂	WD	0.095	(-0.506; 0.634)	0.769
NO ₂	WD	-0.190	(-0.689; 0.431)	0.554
O ₃	WD	-0.264	(-0.728; 0.365)	0.407
Temperatura	WD	0.171	(-0.447; 0.678)	0.595
Humedad	WD	-0.018	(-0.586; 0.562)	0.956
PM _{2.5}	PM ₁₀	0.759	(0.328; 0.928)	0.004*
SO ₂	PM ₁₀	0.524	(-0.072; 0.844)	0.081
NO ₂	PM ₁₀	0.681	(0.176; 0.902)	0.015*
O ₃	PM ₁₀	-0.533	(-0.848; 0.059)	0.074
Temperatura	PM ₁₀	0.531	(-0.062; 0.847)	0.076
Humedad	PM ₁₀	-0.560	(-0.858; 0.020)	0.058
SO ₂	PM _{2.5}	0.376	(-0.252; 0.781)	0.229
NO ₂	PM _{2.5}	0.411	(-0.213; 0.797)	0.184
O ₃	PM _{2.5}	-0.111	(-0.644; 0.494)	0.731
Temperatura	PM _{2.5}	0.223	(-0.403; 0.706)	0.487
Humedad	PM _{2.5}	-0.457	(-0.817; 0.159)	0.135
NO ₂	SO ₂	0.601	(0.041; 0.873)	0.039*
O ₃	SO ₂	-0.262	(-0.727; 0.367)	0.411
Temperatura	SO ₂	0.011	(-0.567; 0.581)	0.974
Humedad	SO ₂	-0.757	(-0.928; -0.324)	0.004*
O ₃	NO ₂	-0.625	(-0.883; -0.080)	0.030*
Temperatura	NO ₂	0.435	(-0.185; 0.807)	0.158
Humedad	NO ₂	-0.628	(-0.883; -0.084)	0.029*
Temperatura	O ₃	-0.766	(-0.931; -0.344)	0.004*
Humedad	O ₃	0.116	(-0.491; 0.647)	0.720
Humedad	temperatura	0.226	(-0.400; 0.708)	0.481

Significación estadística en $P < 0,05$; * Significancia en $P < 0,01$; ** Significancia a $P < 0,001$; *** Significancia en $P < 0,0001$. Se Rechaza la Hipótesis Nula; + $p > 0,05$ = Correlación no significativa; Se acepta la Hipótesis Nula. Correlación despreciable: $r < |0,1|$; correlación baja: $|0,1| < r \leq |0,3|$; correlación mediana: $|0,3| < r \leq |0,5|$; correlación fuerte o alta: $r > |0,5|$

Se evidencia que existe una correlación alta positiva entre PM_{10} y WS ($R = 0.654$; $p < 0.05$); correlación mediana positiva entre PM_{10} y WD ($R = 0.314$; $p > 0.05$); correlación alta positiva entre PM_{10} y Temperatura ($R = 0.531$; $p > 0.05$); correlación alta negativa entre PM_{10} y Humedad ($R = -0.560$; $p > 0.05$). Existe una correlación mediana positiva entre $PM_{2.5}$ y WS ($R = 0.413$; $p > 0.05$); correlación baja positiva entre $PM_{2.5}$ y WD ($R = 0.143$; $p > 0.05$); correlación baja positiva entre $PM_{2.5}$ y Temperatura ($R = 0.223$; $p > 0.05$); correlación mediana negativa entre $PM_{2.5}$ y Humedad ($R = -0.467$; $p > 0.05$). Existe una correlación baja positiva entre SO_2 y WS ($R = 0.134$; $p > 0.05$); correlación despreciable positiva entre SO_2 y WD ($R = 0.095$; $p > 0.05$); correlación despreciable positiva entre SO_2 y Temperatura ($R = 0.011$; $p > 0.05$); correlación alta negativa entre SO_2 y Humedad ($R = -0.757$; $p < 0.05$). Existe una correlación alta positiva entre NO_2 y WS ($R = 0.514$; $p > 0.05$); correlación baja negativa entre NO_2 y WD ($R = -0.190$; $p > 0.05$); correlación mediana positiva entre NO_2 y Temperatura ($R = 0.435$; $p > 0.05$); correlación alta negativa entre NO_2 y Humedad ($R = -0.628$; $p < 0.05$). Existe una correlación alta negativa entre O_3 y WS ($R = -0.818$; $p < 0.05$); correlación baja negativa entre O_3 y WD ($R = -0.264$; $p > 0.05$); correlación alta positiva entre O_3 y Temperatura ($R = -0.766$; $p < 0.05$); correlación baja negativa entre O_3 y Humedad ($R = -0.116$; $p > 0.05$).

c) Análisis de la influencia de las variables meteorológicas sobre la concentración de los contaminantes atmosféricos (PM_{10} , $PM_{2.5}$, SO_2 , NO_2 , y O_3) para el año 2019.

La Figura 32, se muestran gráficas polares para las concentraciones de PM_{10} con las variables meteorológicas. En la gráfica polar de PM_{10} vs Temperatura (A), se observa que las mayores concentraciones de PM_{10} se encuentran en la temperatura de $30\text{ }^{\circ}\text{C}$, provenientes de las corrientes de aire del noreste. La gráfica polar de PM_{10} vs Humedad (B), muestra que las mayores concentraciones de PM_{10} se registran entre los 80 - 90 % de humedad, en todas las direcciones de viento a excepción del noroeste. La gráfica polar de PM_{10} vs WS (A), señala que las mayores concentraciones de PM_{10} se registran en las velocidades de viento de 5 m/s provenientes de corrientes de aire del noreste. En la gráfica polar de PM_{10} vs las estaciones del año (D), se observa que las mayores concentraciones de PM_{10} se registran en otoño (marzo-abril-mayo) y ligeramente en verano (diciembre-enero-febrero) entre las primeras horas y menor para las demás estaciones.

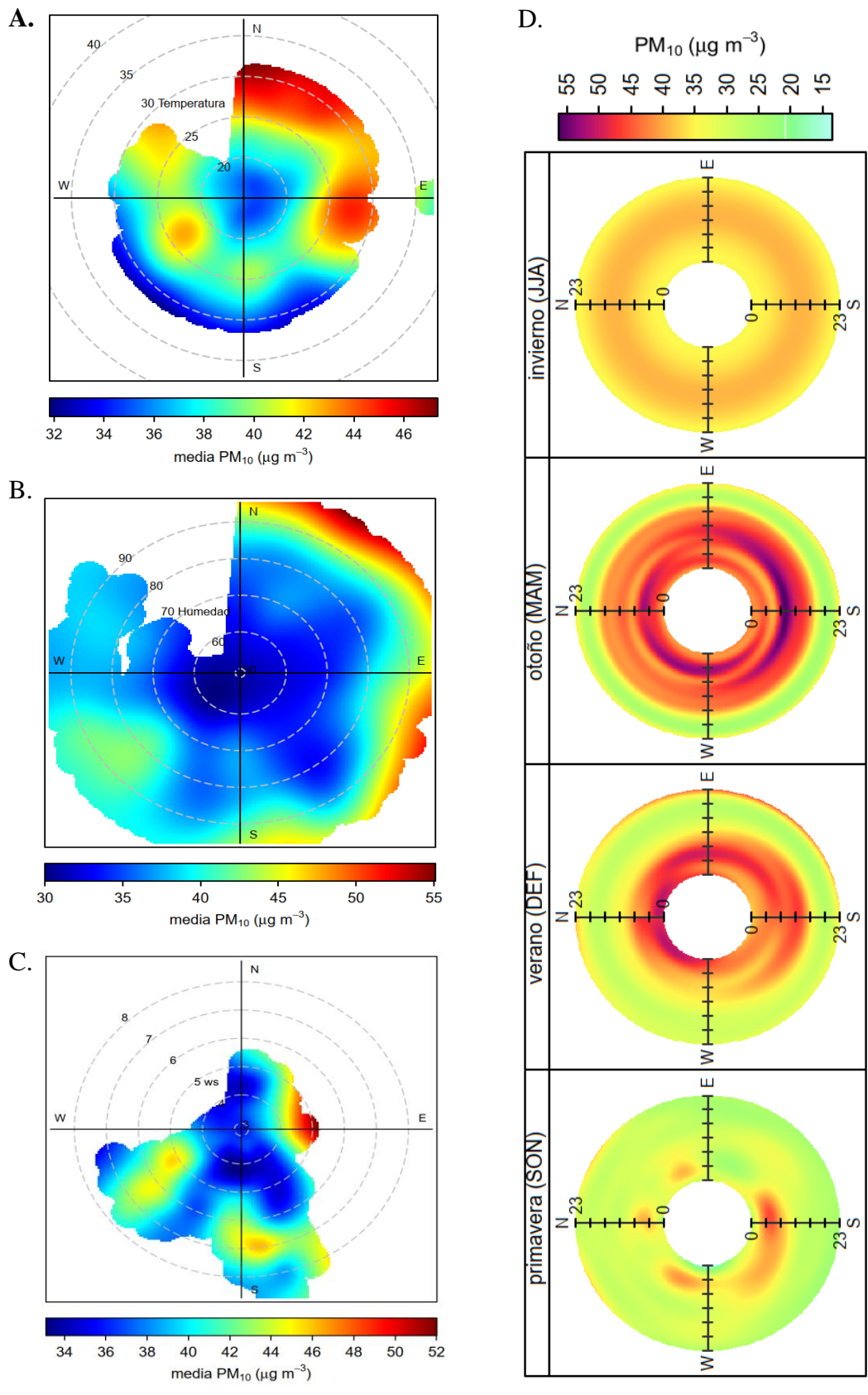


Figura 32. Gráficas Polares de PM₁₀ vs Temperatura (A), Humedad (B), Velocidad de viento (C) y su comportamiento en las diferentes estaciones (D), para el año 2019.

La Figura 33, muestra gráficas polares para las concentraciones de $PM_{2.5}$ con las variables meteorológicas. En la gráfica polar de $PM_{2.5}$ vs Temperatura (A), se observa que las mayores concentraciones de $PM_{2.5}$ se registran entre las temperaturas de 20-30 °C en las diferentes direcciones de viento. La grafica polar de PM_{10} vs Humedad (B), muestra que las mayores concentraciones de $PM_{2.5}$ se registran entre los 80 -90 % de humedad, en todas las direcciones de viento. En la gráfica polar de $PM_{2.5}$ vs WS (A), se observa que las mayores concentraciones de $PM_{2.5}$ se registran en las velocidades de viento de 5-8m/s provenientes de las corrientes de aire del noreste. La gráfica polar de $PM_{2.5}$ vs las estaciones del año (D), se muestra que las mayores concentraciones de $PM_{2.5}$ se registran en otoño (marzo-abril-mayo) y ligeramente en invierno (junio-julio-agosto) entra las primeras horas y menor para las demás estaciones.

La Figura 34, muestra gráficas polares para las concentraciones de NO_2 con las variables meteorológicas. La gráfica polar de NO_2 vs Temperatura (A), muestra que las mayores concentraciones de NO_2 se registran en la temperatura de 30 °C en la dirección noreste. En la gráfica polar de NO_2 vs Humedad (B), se observa que las mayores concentraciones de NO_2 se registran a un 90 % de humedad, en todas las direcciones de viento. En la gráfica polar de NO_2 vs WS (A), se observa que las mayores concentraciones de NO_2 se registran en las velocidades de viento de 3 - 6 m/s provenientes de las corrientes de aire del noreste. En la gráfica polar de NO_2 vs las estaciones del año (D), se observa que las mayores concentraciones de NO_2 se registran en otoño (marzo-abril-mayo) entre las primeras horas y un valor menor en verano próximo a las 24 horas y menor para las demás estaciones.

En la Figura 35, se muestran gráficas polares para las concentraciones de SO_2 con las variables meteorológicas. La gráfica polar de SO_2 vs Temperatura (A), señala que las mayores concentraciones de SO_2 se registran entre las temperaturas de 20 - 30 °C en las diferentes direcciones de viento. La gráfica polar de SO_2 vs Humedad (B), muestra que las mayores concentraciones de SO_2 se registran entre los 80 - 90 % de humedad, en todas las direcciones de viento. La gráfica polar de SO_2 vs WS (A), se observa que las mayores concentraciones de SO_2 se registran en las velocidades de viento de 3 - 6 m/s provenientes de las corrientes de aire del noreste. En la gráfica polar de SO_2 vs Las estaciones del año (D), se observa que las mayores concentraciones de SO_2 se registran en otoño (marzo-abril-mayo) entra las primeras horas y menor para las demás estaciones.

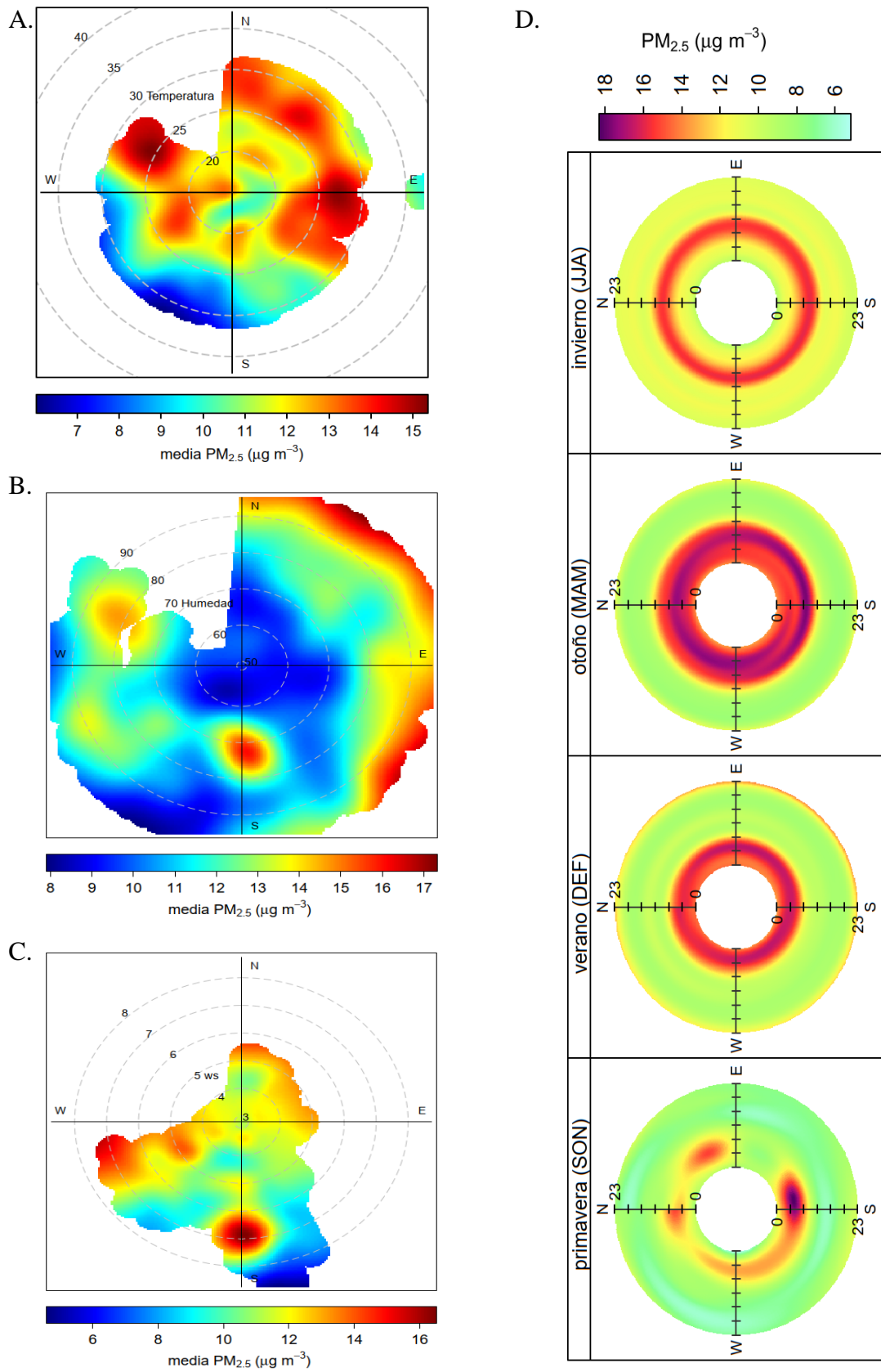


Figura 33. Gráficas Polares de PM_{2.5} vs Temperatura (A), Humedad (B), Velocidad de viento (C) y su comportamiento en las diferentes estaciones (D), para el año 2019.

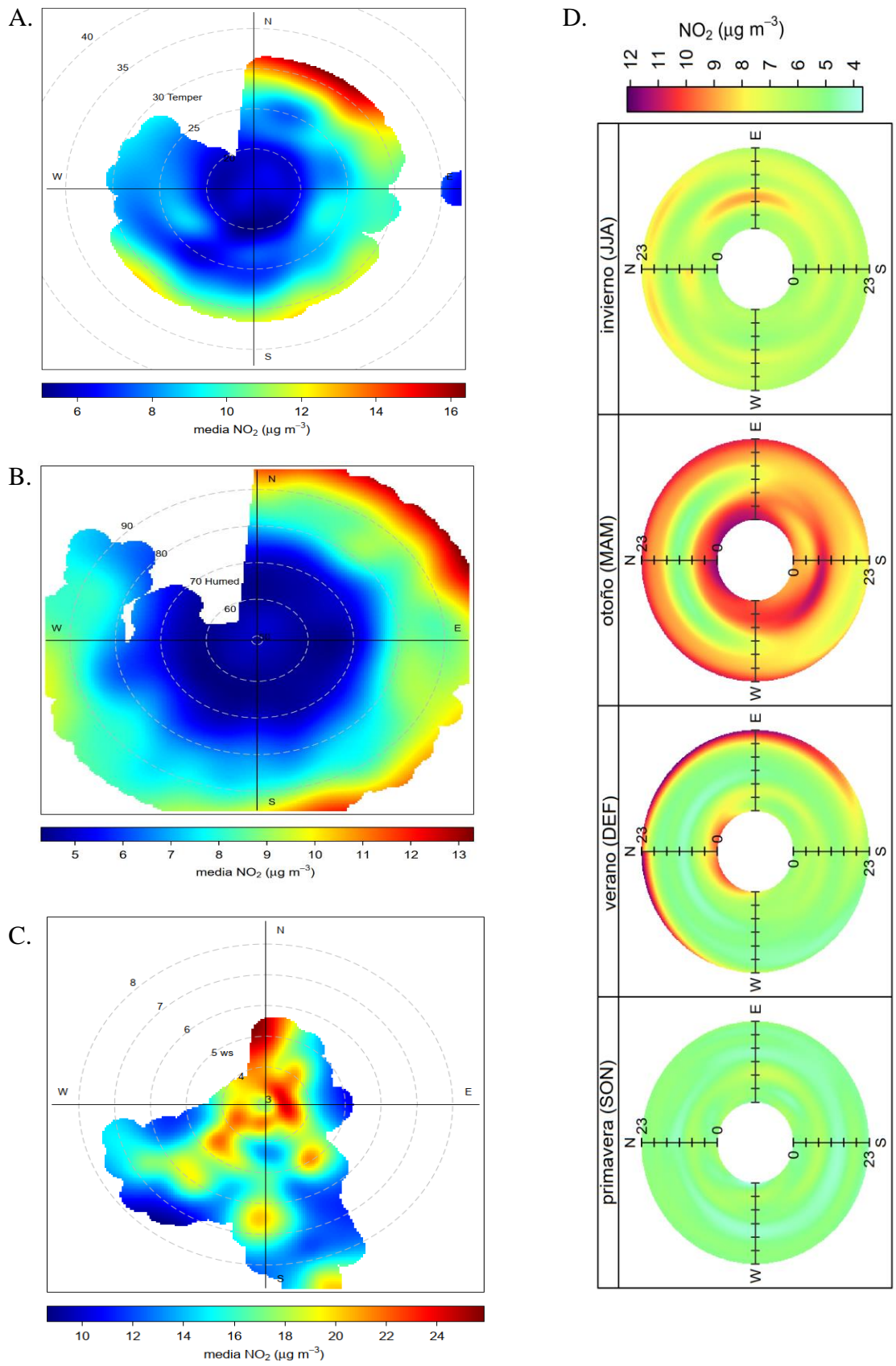


Figura 34. Gráficas Polares de NO₂ vs Temperatura (A), Humedad (B), Velocidad de viento (C) y su comportamiento en las diferentes estaciones (D), para el año 2019.

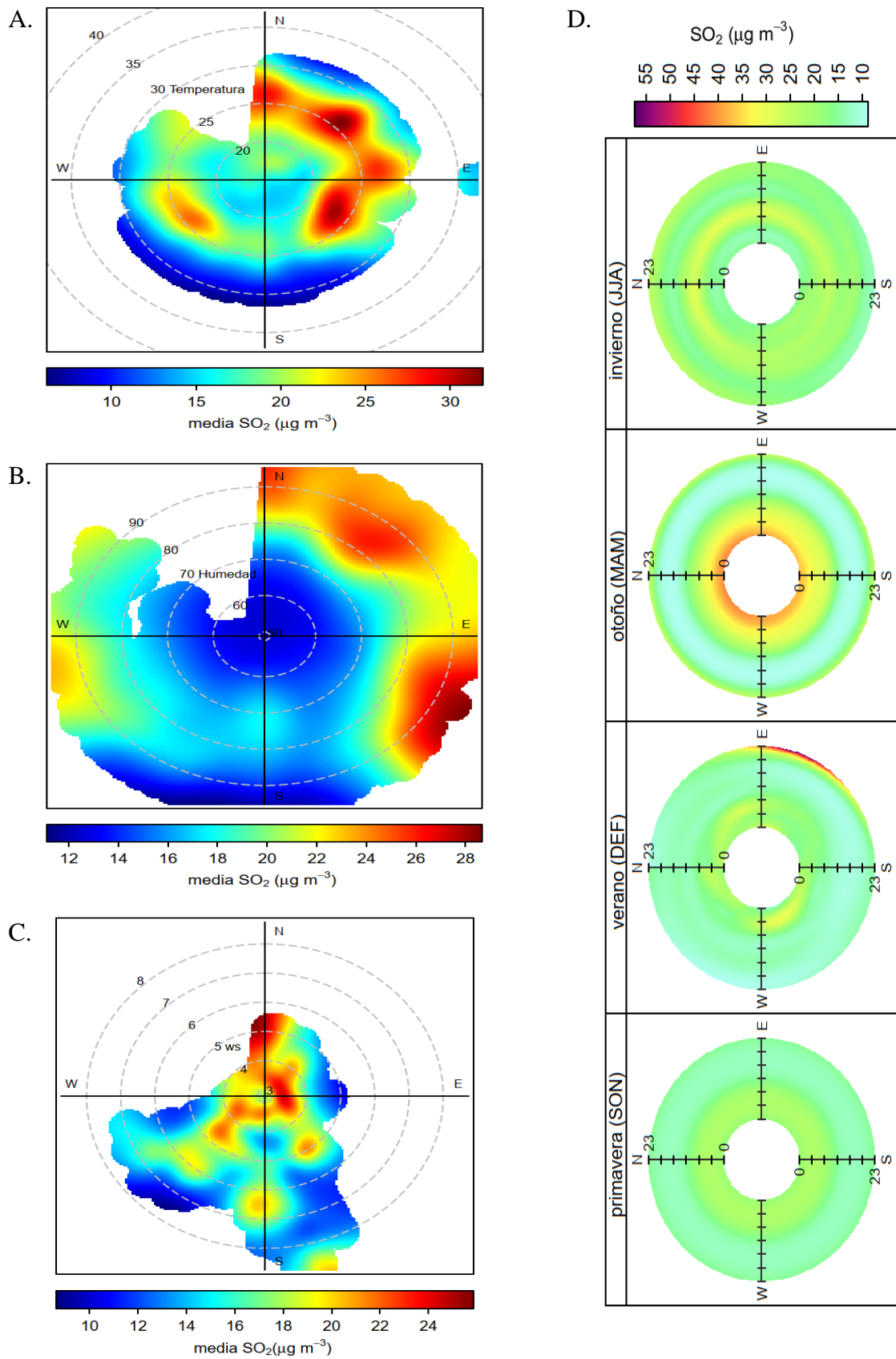


Figura 35. Gráficas Polares de SO₂ vs Temperatura (A), Humedad (B), Velocidad de viento (C) y su comportamiento en las diferentes estaciones (D), para el año 2019.

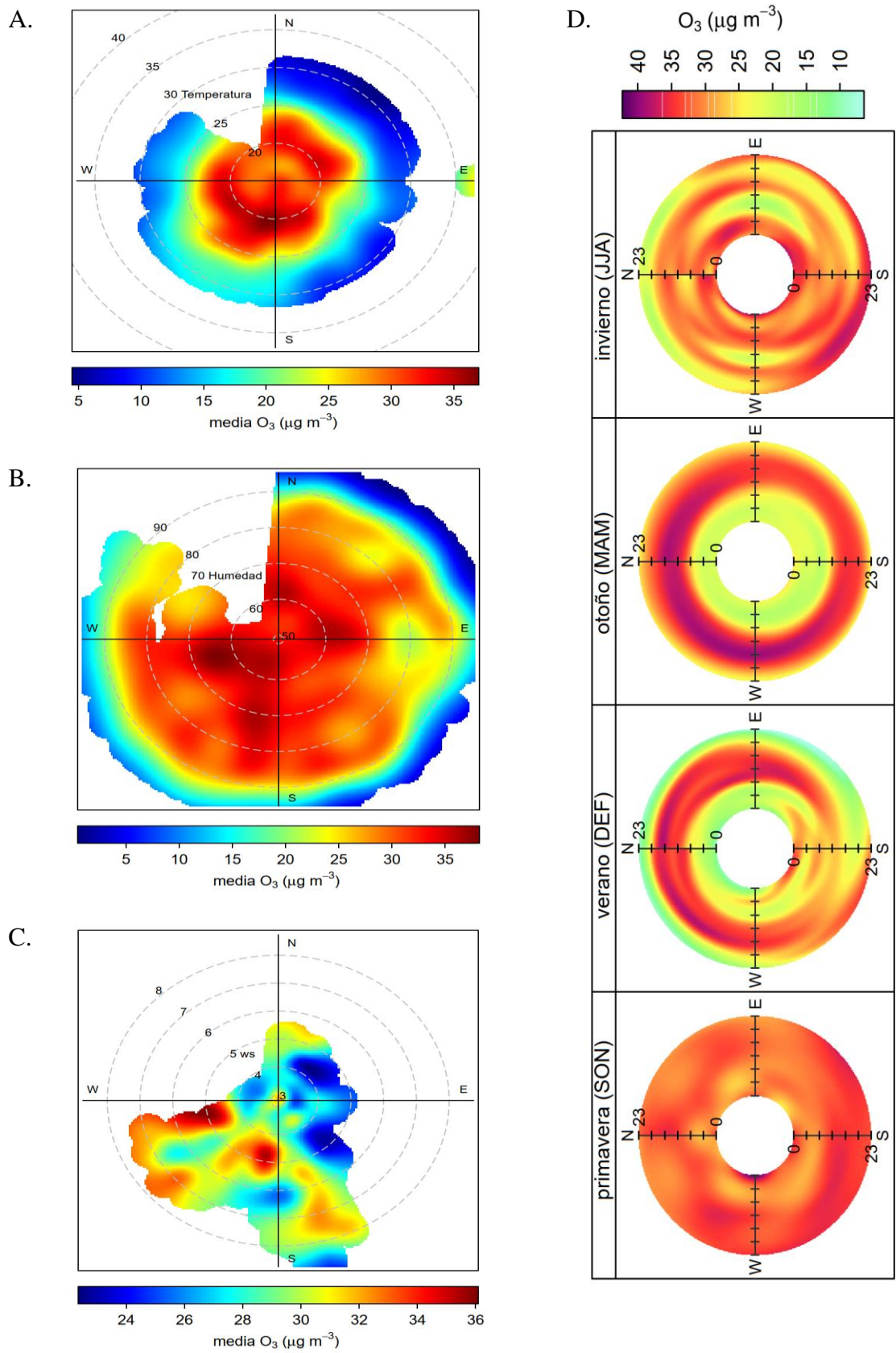


Figura 36. Gráficas Polares de O_3 vs Temperatura (A), Humedad (B), Velocidad de viento (C) y su comportamiento en las diferentes estaciones (D), para el año 2019.

La Figura 36, muestra gráficas polares para las concentraciones de O₃ con las variables meteorológicas. En la gráfica polar de O₃ vs Temperatura (A), se observa que las mayores concentraciones de O₃ se registran en temperaturas menores de 30 °C en todas las direcciones. La gráfica polar de O₃ vs Humedad (B), señala que las mayores concentraciones de O₃ se registran a una humedad menor al 90%, en todas las direcciones de viento. En la gráfica polar de O₃ vs WS (A), se observa que las mayores concentraciones de O₃ se registran en las velocidades de viento de 4 - 7 m/s provenientes de las corrientes de aire del suroeste. En la gráfica polar de O₃ vs las estaciones del año (D), se observa que las mayores concentraciones de O₃ se registran en primavera (septiembre-octubre-noviembre) y menor para las demás estaciones.

4.3.2 Relación de los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) con las variables meteorológicas en el distrito de Pacocha, Ilo para el año 2020.

En la Tabla 19, se muestra los valores promedio mensuales para los contaminantes gaseosos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) en µg/m³ y variables meteorológicas; velocidad de vientos (ws m/s), dirección de viento (wd °), temperatura (°C) y humedad (%)

Tabla 19. Promedios mensuales para los contaminantes gaseosos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) y variables meteorológicas (ws m/s, wd °, temperatura °C, humedad %), periodo de observación 2020.

Meses	WS m/s	WD (°)	PM ₁₀ µg/m ³	PM _{2.5} µg/m ³	SO ₂ µg/m ³	NO ₂ µg/m ³	O ₃ µg/m ³	Temperatura °C	Humedad %
Enero	1.67	167.37	41.19	10.13	16.85	5.78	10.08	25.09	66.90
Febrero	1.60	134.95	56.01	13.74	27.07	6.05	15.21	25.84	64.11
Marzo	1.62	133.07	54.60	14.91	28.50	5.08	15.66	24.61	71.37
Abril	1.59	131.00	52.83	14.13	23.52	4.76	16.55	22.85	69.67
Mayo	1.42	132.80	44.65	17.35	18.86	4.77	21.32	19.99	73.10
Junio	1.28	162.34	47.10	14.11	14.13	4.85	25.47	18.76	74.48
Julio	1.59	141.92	32.78	11.67	12.06	4.49	32.37	17.05	71.85
Agosto	1.45	151.90	36.02	11.08	8.69	4.88	29.29	16.71	75.66
Setiembre	1.79	136.00	38.36	10.25	9.27	4.85	28.68	17.01	75.53
Octubre	1.65	168.81	38.38	10.60	9.13	4.99	25.45	18.39	76.09
Noviembre	1.98	196.49	42.15	11.45	11.61	4.98	0.00	19.74	71.15
Diciembre	1.92	203.65	9.97	7.80	14.59	5.60	0.00	21.08	72.86
Promedio	1.63	155.03	41.17	12.27	16.19	5.09	18.34	20.59	71.90

a) Prueba de normalidad para los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) para el año 2020.

Para evaluar si los datos registrados para los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) siguen una distribución normal se aplicó la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk (n<50), partiendo de los siguientes supuestos:

H₀ = Los datos registrados para los contaminantes atmosféricos y variables meteorológicas siguen una distribución normal, periodo de observación 2020.

H₁ = Los datos registrados para los contaminantes atmosféricos y variables meteorológicas no siguen una distribución normal, periodo de observación 2020.

En la Tabla 20, se observa los estadísticos de prueba y el valor p. En todos los casos para los contaminantes atmosféricos y las variables meteorológicas el valor p, es mayor que 0.05, por el cual rechazamos la hipótesis alterna (H₁) y se acepta la hipótesis nula (H₀) por lo que se concluye que nuestros datos siguen una distribución normal por lo que se aplicará la correlación de Pearson (prueba paramétrica).

Tabla 20. Prueba de Shapiro-Wilk (normalidad) para los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃), periodo de observación 2020.

Variables		Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.
WS	m/s	0.960	12	0.788*
WD	(°)	0.854	12	0.069*
PM ₁₀	µg/m ³	0.883	12	0.095*
PM _{2,5}	µg/m ³	0.963	12	0.832*
SO ₂	µg/m ³	0.893	12	0.131*
NO ₂	µg/m ³	0.861	12	0.050*
O ₃	µg/m ³	0.919	12	0.280*
Temperatura	°C	0.907	12	0.195*
Humedad	%	0.920	12	0.286*

*Valores p>0.05 (Aceptamos la Hipótesis Nula); **Valores p<0.05 (Rechazamos la Hipótesis Nula de manera significativa); ***valores p<0.01 (Rechazamos la Hipótesis Nula de manera altamente Significativa).

b) Análisis de Correlación de Pearson entre los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos para el año 2020.

Una vez determinada aquellas variables si siguen una distribución normal se ha procedido a realizar la correlación de Pearson entre los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos para el año 2020, para lo cual se ha planteado los siguientes supuestos:

H₀= No existe relación significativa entre los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos para el año 2020.

H₁= Existe relación significativa entre los contaminantes atmosféricos y parámetros meteorológicos para para el año 2020.

En la Tabla 21, se observa la correlación de Pearson y la significancia estadística ($P < 0,05$) entre los contaminantes atmosféricos y las variables meteorológicas para el año 2020. Se evidencia que existe una correlación alta negativa entre PM₁₀ y WS ($R = -0.436$; $p > 0.05$); correlación alta negativa entre PM₁₀ y WD ($R = -0.654$; $p < 0.05$); correlación mediana positiva entre PM₁₀ y Temperatura ($R = 0.438$; $p > 0.05$); correlación mediana negativa entre PM₁₀ y Humedad ($R = -0.408$; $p > 0.05$).

Existe una correlación alta negativa entre PM_{2.5} y WS ($R = -0.633$; $p < 0.05$); correlación alta negativa entre PM_{2.5} y WD ($R = -0.670$; $p < 0.05$); correlación baja positiva entre PM_{2.5} y Temperatura ($R = 0.239$; $p > 0.05$); correlación baja negativa entre PM_{2.5} y Humedad ($R = -0.171$; $p > 0.05$). Existe una correlación baja positiva entre SO₂ y WS ($R = -0.155$; $p > 0.05$); correlación mediana negativa entre SO₂ y WD ($R = -0.488$; $p > 0.05$); correlación alta positiva entre SO₂ y Temperatura ($R = 0.858$; $p < 0.05$); correlación alta negativa entre SO₂ y Humedad ($R = -0.698$; $p < 0.05$).

Existe una correlación baja positiva entre NO₂ y WS ($R = 0.286$; $p > 0.05$); correlación baja positiva entre NO₂ y WD ($R = 0.252$; $p > 0.05$); correlación alta positiva entre NO₂ y Temperatura ($R = 0.729$; $p < 0.05$); correlación alta negativa entre NO₂ y Humedad ($R = -0.677$; $p < 0.05$). Existe una correlación alta negativa entre O₃ y WS ($R = -0.661$; $p < 0.05$); correlación alta negativa entre O₃ y WD ($R = -0.604$; $p > 0.05$); correlación alta negativa entre O₃ y Temperatura ($R = -0.564$; $p > 0.05$); correlación baja negativa entre O₃ y Humedad ($R = 0.454$; $p > 0.05$).

Tabla 21. Correlación de Pearson entre los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos mensuales para el año 2020.

Muestra 1	Muestra 2	Correlación	IC de 95% para p	Valor p
WD	WS	0.534	(-0.057; 0.848)	0.074
PM ₁₀	WS	-0.436	(-0.808; 0.183)	0.156
PM _{2,5}	WS	-0.633	(-0.885; -0.093)	0.027*
SO ₂	WS	-0.155	(-0.669; 0.460)	0.631
NO ₂	WS	0.286	(-0.344; 0.739)	0.367
O ₃	WS	-0.661	(-0.895; -0.140)	0.019*
Temperatura	WS	0.101	(-0.502; 0.638)	0.756
Humedad	WS	-0.128	(-0.654; 0.481)	0.692
PM ₁₀	WD	-0.654	(-0.893; -0.128)	0.021*
PM _{2,5}	WD	-0.670	(-0.898; -0.155)	0.017*
SO ₂	WD	-0.488	(-0.830; 0.119)	0.108
NO ₂	WD	0.252	(-0.376; 0.722)	0.429
O ₃	WD	-0.604	(-0.875; -0.045)	0.038*
Temperatura	WD	-0.138	(-0.660; 0.473)	0.668
Humedad	WD	0.160	(-0.455; 0.672)	0.618
PM _{2,5}	PM ₁₀	0.753	(0.315; 0.926)	0.005*
SO ₂	PM ₁₀	0.603	(0.044; 0.874)	0.038*
NO ₂	PM ₁₀	-0.019	(-0.587; 0.561)	0.953
O ₃	PM ₁₀	0.191	(-0.430; 0.689)	0.553
Temperatura	PM ₁₀	0.438	(-0.182; 0.809)	0.155
Humedad	PM ₁₀	-0.408	(-0.795; 0.217)	0.188
SO ₂	PM _{2,5}	0.592	(0.028; 0.870)	0.043*
NO ₂	PM _{2,5}	-0.274	(-0.733; 0.356)	0.389
O ₃	PM _{2,5}	0.236	(-0.391; 0.713)	0.461
Temperatura	PM _{2,5}	0.239	(-0.388; 0.715)	0.455
Humedad	PM _{2,5}	-0.171	(-0.678; 0.447)	0.596
NO ₂	SO ₂	0.395	(-0.232; 0.790)	0.204
O ₃	SO ₂	-0.291	(-0.741; 0.340)	0.359
Temperatura	SO ₂	0.858	(0.559; 0.959)	0.000**
Humedad	SO ₂	-0.698	(-0.908; -0.207)	0.012*
O ₃	NO ₂	-0.573	(-0.863; 0.002)	0.052
Temperatura	NO ₂	0.729	(0.267; 0.919)	0.007*
Humedad	NO ₂	-0.677	(-0.901; -0.168)	0.016*
Temperatura	O ₃	-0.564	(-0.860; 0.014)	0.056
Humedad	O ₃	0.454	(-0.162; 0.815)	0.138
Humedad	temperatura	-0.848	(-0.956; -0.534)	0.000**

Significación estadística en $P < 0,05$; * Significancia en $P < 0,01$; ** Significancia a $P < 0,001$; *** Significancia en $P < 0,0001$. Se Rechaza la Hipótesis Nula; + $p > 0,05$ = Correlación no significativa; Se acepta la Hipótesis Nula. Correlación despreciable: $r < |0,1|$; correlación baja: $|0,1| < r \leq |0,3|$; correlación mediana: $|0,3| < r \leq |0,5|$; correlación fuerte o alta: $r > |0,5|$

c) Análisis de la influencia de las variables meteorológicas sobre la concentración de los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) para el año 2020.

En la Figura 37, se muestran gráficas polares para las concentraciones de PM₁₀ con las variables meteorológicas. La gráfica polar de PM₁₀ vs Temperatura (A), muestra que las mayores concentraciones de PM₁₀ se encuentran en la temperatura de 30 °C, provenientes de las corrientes de aire del sureste. En la gráfica polar de PM₁₀ vs Humedad (B), se observa que las mayores concentraciones de PM₁₀ se registran entre los 50 y 80 % de humedad, en todas las direcciones de viento a excepción del noroeste. En la gráfica polar de PM₁₀ vs WS (A), se observa que las mayores concentraciones de PM₁₀ se registran en las velocidades de viento de 3 - 5 m/s provenientes de las corrientes de aire del suroeste y noreste. La gráfica polar de PM₁₀ vs las estaciones del año (D), muestra que las mayores concentraciones de PM₁₀ se registran en otoño (marzo - mayo) y verano (diciembre - enero y febrero) dentro de las 24 horas y menor para las demás estaciones.

En la Figura 38, se muestran gráficas polares para las concentraciones de PM_{2.5} con las variables meteorológicas. La gráfica polar de PM_{2.5} vs Temperatura (A), muestra que las mayores concentraciones de PM_{2.5} se registran entre las temperaturas de 20-30 °C en dirección sureste. En la gráfica polar de PM₁₀ vs Humedad (B), se observa que las mayores concentraciones de PM_{2.5} se registran entre los 80 -90 % de humedad, en las direcciones suroeste y sureste. En la gráfica polar de PM_{2.5} vs WS (A), se observa que las mayores concentraciones de PM_{2.5} se registran en las velocidades de viento de 1-2 m/s provenientes de las corrientes de aire del noreste. En la gráfica polar de PM_{2.5} vs las estaciones del año (D), se observa que las mayores concentraciones de PM_{2.5} se registran en verano (diciembre-enero-febrero), otoño (marzo-abril-mayo) y ligeramente en invierno (junio, julio y agosto) entra las primeras horas y menor para las demás estaciones.

En la Figura 39, se muestran gráficas polares para las concentraciones de NO₂ con las variables meteorológicas. La gráfica polar de NO₂ vs Temperatura (A), señala que las mayores concentraciones de NO₂ se registran a la temperatura de 25 °C en dirección suroeste. En la gráfica polar de NO₂ vs Humedad (B), se observa que las mayores concentraciones de NO₂ se registran a un 90 % de humedad, en la dirección oeste. En la gráfica polar de NO₂ vs WS (A), se observa que las mayores

concentraciones de NO_2 se registran en las velocidades de viento de 1-2m/s provenientes de las corrientes de aire del noreste. En la gráfica polar de NO_2 vs las estaciones del año (D), se observa que las mayores concentraciones de NO_2 se registran ligeramente en primavera (septiembre - noviembre) y verano (diciembre – enero - febrero) entre las primeras horas y menor para las demás estaciones.

En la Figura 40, se muestran gráficas polares para las concentraciones de SO_2 con las variables meteorológicas. En la gráfica polar de SO_2 vs Temperatura (A), se observa que las mayores concentraciones de SO_2 se registran entre las temperaturas de 20 - 25°C en dirección sur oeste. La gráfica polar de SO_2 vs Humedad (B), se puede observar que las mayores concentraciones de SO_2 se registran entre los 60 - 90 % de humedad, en dirección suroeste. En la gráfica polar de SO_2 vs WS (A), se observa que las mayores concentraciones de SO_2 se registran en las velocidades de viento de 1-2 m/s en todas las direcciones. La grafica polar de SO_2 vs las estaciones del año (D), señala que las mayores concentraciones de SO_2 se registran en verano (diciembre-enero-febrero) y otoño (marzo - mayo) entre las primeras horas y menor para las demás estaciones.

La Figura 41, muestra gráficas polares para las concentraciones de O_3 con las variables meteorológicas. La gráfica polar de O_3 vs Temperatura (A), muestra que las mayores concentraciones de O_3 se registran en temperaturas menores de 30°C en todas las direcciones. La gráfica polar de O_3 vs Humedad (B), señala que las mayores concentraciones de O_3 se registran a una humedad menor al 90%, en todas las direcciones del viento. En la gráfica polar de O_3 vs WS (A), se observa que las mayores concentraciones de O_3 se registran en las velocidades de viento de 1-7m/s provenientes de las corrientes de aire del sureste. En la gráfica polar de O_3 vs las estaciones del año (D), se observa que las mayores concentraciones de O_3 se registran en verano (diciembre-enero-febrero) y menor en las demás estaciones.

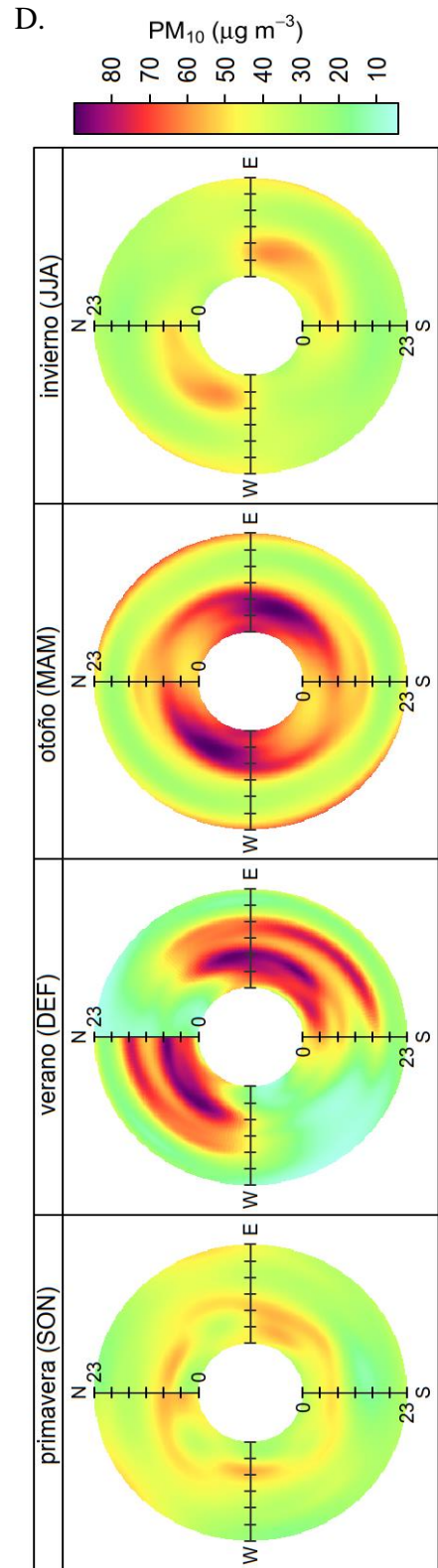
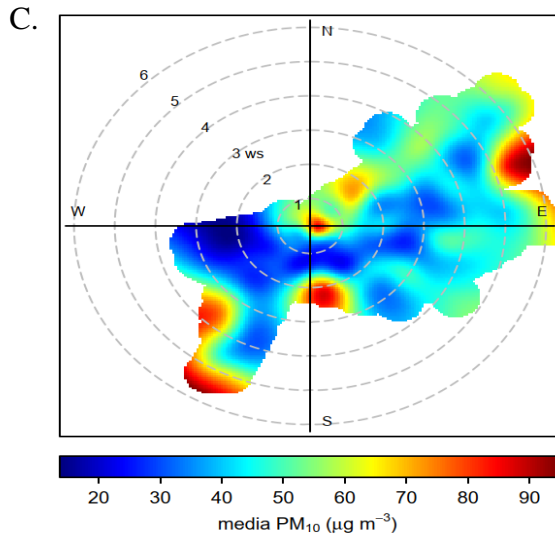
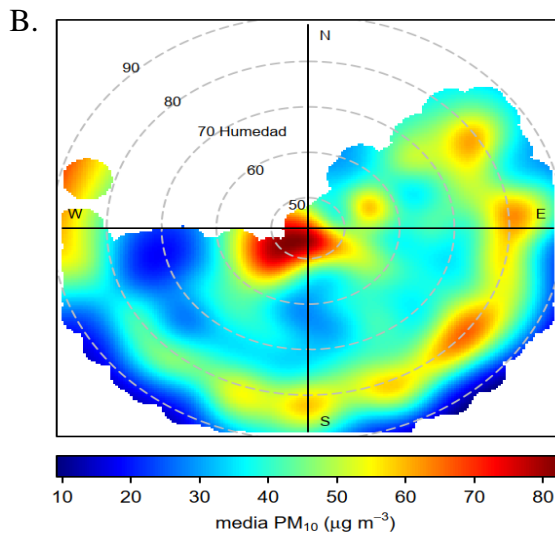
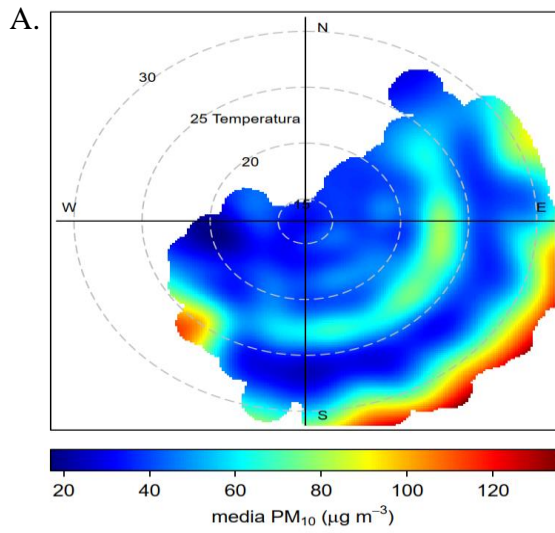


Figura 37. Gráficas Polares de PM₁₀ vs Temperatura (A), Humedad (B), Velocidad de viento (C) y su comportamiento en las diferentes estaciones (D), para el año 2020.

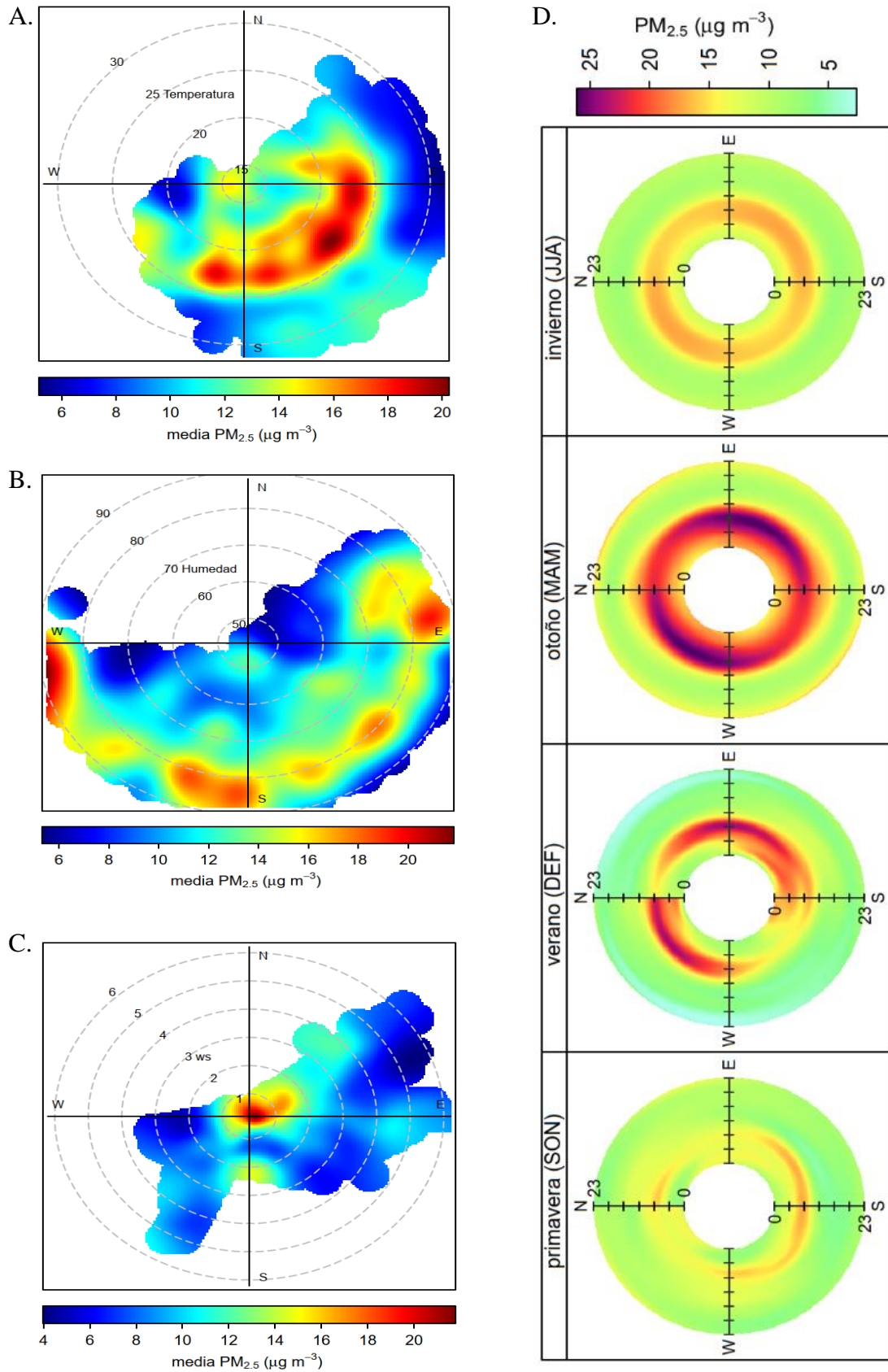


Figura 38. Gráficas Polares de PM_{2.5} vs Temperatura (A), Humedad (B), Velocidad de viento (C) y su comportamiento en las diferentes estaciones (D), para el año 2020.

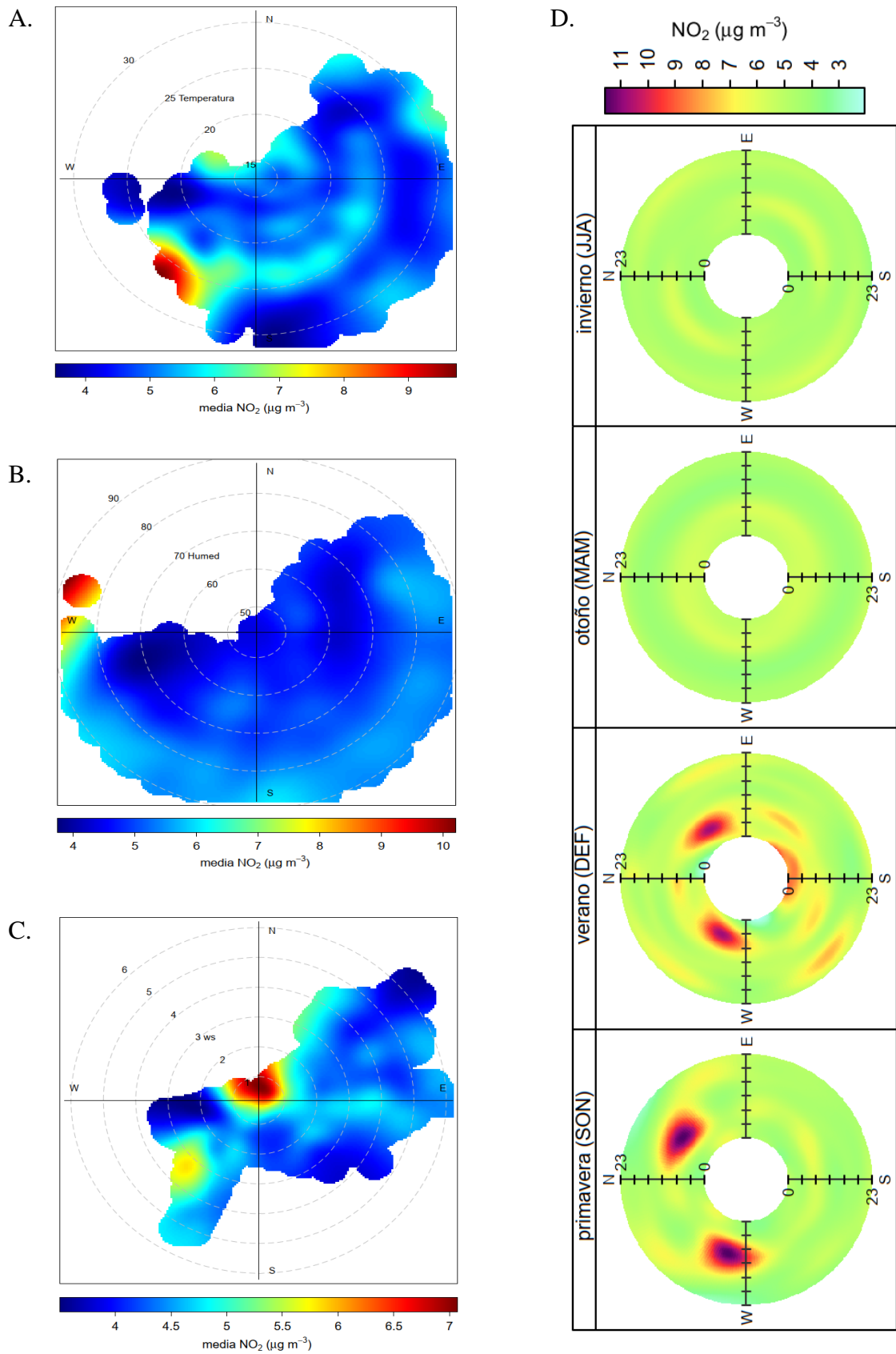


Figura 39. Gráficas Polares de NO₂ vs Temperatura (A), Humedad (B), Velocidad de viento (C) y su comportamiento en las diferentes estaciones (D), para el año 2020.

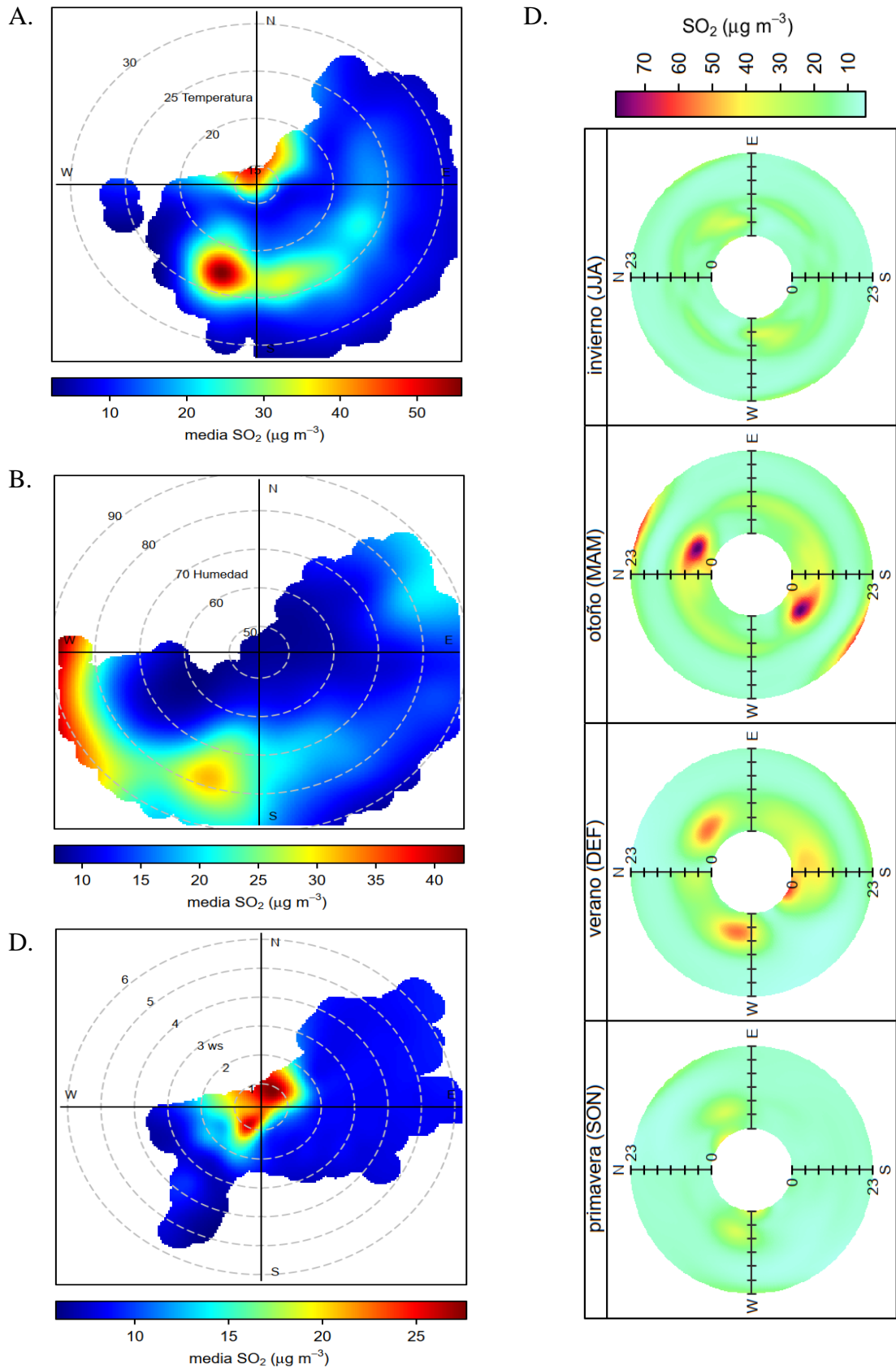


Figura 40. Gráficas Polares de SO₂ vs Temperatura (A), Humedad (B), Velocidad de viento (C) y su comportamiento en las diferentes estaciones (D), para el año 2020.

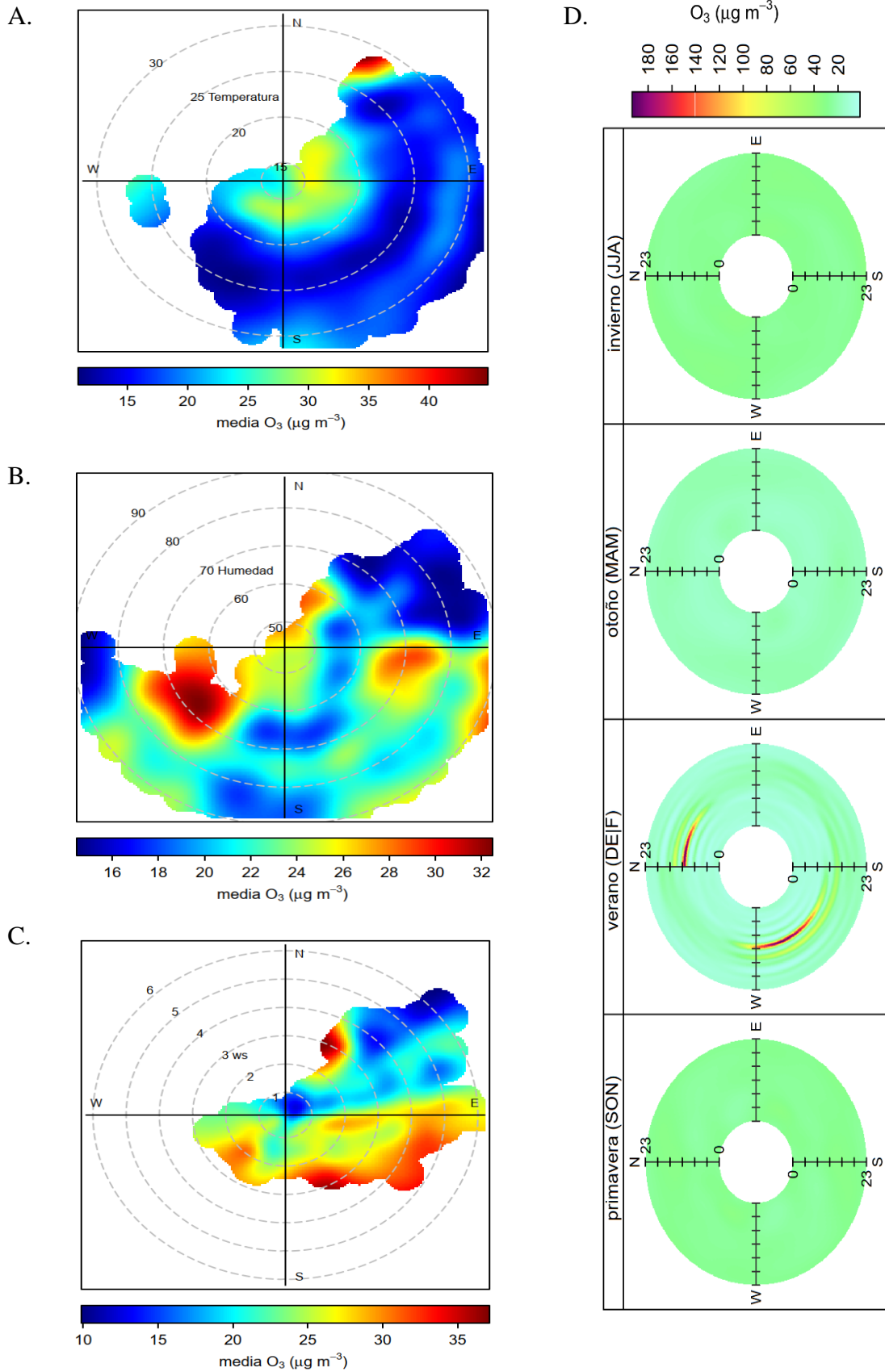


Figura 41. Gráficas Polares de O₃ vs Temperatura (A), Humedad (B), Velocidad de viento (C) y su comportamiento en las diferentes estaciones (D), para el año 2020.

4.3.3 Relación de los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) con las variables Meteorológicas en el distrito de Pacocha, provincia de Ilo trimestral para el año 2019.

a) Prueba de normalidad para los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) para los años 2019 - 2020.

Para evaluar si los datos registrados para los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) siguen una distribución normal se aplicó la prueba de Normalidad de Kolmogorov-Smirnov (n>50), partiendo de los siguientes supuestos:

H₀ = Los datos registrados para los contaminantes atmosféricos siguen una distribución Normal.

H₁ = Los datos registrados para los contaminantes atmosféricos no siguen una distribución Normal.

En la Tabla 22 y 23, se observa los estadísticos de prueba (D) y el valor p. En todos los casos para los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) el valor p es menor que 0.05, por lo cual rechazamos la hipótesis nula.

Tabla 22. Prueba de Kolmogorov-Smirnov (normalidad) para los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) para los años 2019 - 2020.

2019	PM ₁₀ ***	PM _{2.5} ***	NO ₂ ***
Enero - Marzo	D = 0.114, valor-p < 2.2e-16	D = 0.116, valor-p < 2.2e-16	D = 0.171, valor-p < 2.2e-16
Abril-Junio	D = 0.159, valor-p < 2.2e-16	D = 0.131, valor-p < 2.2e-16	D = 0.080, valor-p < 2.2e-16
Julio -Septiembre	D = 0.119, valor-p < 2.2e-16	D = 0.136, valor-p < 2.2e-16	D = 0.172, valor-p < 2.2e-16
Octubre - Diciembre	D = 0.108, p-value < 2.2e-16	D = 0.147, valor-p < 2.2e-16	D = 0.138, valor-p < 2.2e-16
2020	PM ₁₀ ***	PM _{2.5} ***	NO ₂ ***
Enero - Marzo	D = 0.113, valor-p < 2.2e-16	D = 0.118, valor-p < 2.2e-16	D = 0.131, valor-p < 2.2e-16
Abril-Junio	D = 0.147, valor-p < 2.2e-16	D = 0.117, valor-p < 2.2e-16	D = 0.157, valor-p < 2.2e-16
Julio -Septiembre	D = 0.113, valor-p < 2.2e-16	D = 0.142, valor-p < 2.2e-16	D = 0.154, valor-p < 2.2e-16
Octubre - Diciembre	D = 0.151, valor-p < 2.2e-16	D = 0.135, valor-p < 2.2e-16	D = 0.157, valor-p < 2.2e-16

*Valores p>0.05 (Aceptamos la Hipótesis Nula); **Valores p<0.05 (Rechazamos la Hipótesis Nula de manera significativa); ***valores p<0.01 (Rechazamos la Hipótesis Nula de manera altamente Significativa).

Por consiguiente, tenemos evidencia suficiente para decir que los datos no provienen de una distribución normal, en consecuencia, podremos aplicar pruebas no paramétricas para el contraste estadístico, es decir la Correlación de Spearman.

Tabla 23. Prueba de Kolmogorov-Smirnov (normalidad) para los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) para los años 2019 - 2020.

2019	SO ₂	O ₃
Enero – Marzo	D = 0.33464, valor-p < 2.2e-16	D = 0.092907, valor-p < 2.2e-16
Abril-Junio	D = 0.33932, valor-p < 2.2e-16	D = 0.065746, valor-p < 2.2e-16
Julio –Septiembre	D = 0.33387, valor-p < 2.2e-16	D = 0.068982, valor-p < 2.2e-16
Octubre – Diciembre	D = 0.32721, valor-p < 2.2e-16	D = 0.051943, valor-p = 4.288e-15
2020	SO ₂	O ₃
Enero – Marzo	D = 0.32308, valor-p < 2.2e-16	D = 0.087633, valor-p < 2.2e-16
Abril-Junio	D = 0.32717, valor-p < 2.2e-16	D = 0.08276, valor-p < 2.2e-16
Julio –Septiembre	D = 0.40229, valor-p < 2.2e-16	D = 0.058229, valor-p < 2.2e-16
Octubre – Diciembre	D = 0.34714, valor-p < 2.2e-16	D = 0.067946, valor-p = 0.0002849

*Valores $p > 0.05$ (Aceptamos la Hipótesis Nula); **Valores $p < 0.05$ (Rechazamos la Hipótesis Nula de manera significativa); ***valores $p < 0.01$ (Rechazamos la Hipótesis Nula de manera altamente Significativa).

b) Prueba de normalidad para los parámetros meteorológicos (ws, Temperatura y Humedad) para los años 2019 - 2020.

Para evaluar si los datos registrados para los parámetros meteorológicos (ws, Temperatura y Humedad) siguen una distribución normal se aplicó la prueba de Normalidad de Kolmogorov – Smirnov, partiendo de los siguientes supuestos:

H₀ = Los datos registrados para los parámetros meteorológicos siguen una distribución normal.

H₁ = Los datos registrados para los parámetros meteorológicos no siguen una distribución normal.

En la Tabla 24, se observa los estadísticos de prueba (D) y el valor p. En todos los casos para los parámetros meteorológicos (ws, temperatura y humedad) el valor p, es menor que 0.05, por el cual rechazamos la hipótesis nula.

Por consiguiente, tenemos evidencia suficiente para decir que los datos no provienen de una distribución normal, en consecuencia, podremos aplicar pruebas no paramétricas para el contraste estadístico, es decir la Correlación de Spearman.

Tabla 24. Prueba de Kolmogorov-Smirnov (normalidad) para los parámetros meteorológicos (ws, Temperatura y Humedad) para los años 2019 - 2020.

2019	ws	Temperatura	Humedad
Enero - Marzo	D = 0.135, p-value < 2.2e-16	D = 0.060, p-value < 2.2e-16	D = 0.067, p-value < 2.2e-16
Abril-Junio	D = 0.178, p-value < 2.2e-16	D = 0.077, p-value < 2.2e-16	D = 0.058, p-value < 2.2e-16
Julio -Septiembre	D = 0.139, p-value < 2.2e-16	D = 0.127, p-value < 2.2e-16	D = 0.113, p-value < 2.2e-16
Octubre - Diciembre	D = 0.137, p-value < 2.2e-16	D = 0.040, p-value = 9.04e-07	D = 0.109, p-value < 2.2e-16
2020	ws	Temperatura	Humedad
Enero - Marzo	D = 0.211, p-value < 2.2e-16	D = 0.058, p-value < 2.2e-16	D = 0.043, p-value = 3.152e-10
Abril-Junio	D = 0.219, p-value < 2.2e-16	D = 0.082, p-value < 2.2e-16	D = 0.053, p-value = 1.034e-15
Julio -Septiembre	D = 0.177, p-value < 2.2e-16	D = 0.049, p-value = 3.521e-13	D = 0.029, p-value = 0.0001796
Octubre - Diciembre	D = 0.134, p-value < 2.2e-16	D = 0.074, p-value < 2.2e-16	D = 0.062, p-value < 2.2e-16

*Valores $p > 0.05$ Aceptamos la Hipótesis Nula; **Valores $p < 0.05$ Rechazamos la Hipótesis Nula de manera significativa; ***valores $p < 0.01$ Rechazamos la Hipótesis Nula de manera altamente Significativa.

c) Análisis de Correlación de Spearman entre los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos trimestral para el año 2019.

Una vez determinada las variables y luego de seguir una distribución normal se ha procedido a realizar la correlación de Spearman entre los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos trimestral para el año 2019, para lo cual se ha planteado los siguientes supuestos:

H₀= No existe relación significativa entre los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos trimestral para el año 2019.

H₁= Existe relación significativa entre los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos trimestral para el año 2019.

En la Tabla 25, señala que la correlación de Spearman y la significancia estadística ($P < 0,05$) entre los contaminantes atmosféricos y las variables meteorológicas para los meses de enero a marzo de 2019. También se observa que no existe relación entre PM₁₀ y la velocidad de vientos ($p > 0.05$) ($r_s = 0.014$); no existe relación entre PM₁₀ y la Temperatura ($p > 0.05$) ($r_s = -0.087$); no existe relación entre PM₁₀ y la Humedad ($p > 0.05$) ($r_s = -0.002$). Se observa que no existe relación entre PM_{2.5} y la Humedad ($p > 0.05$) ($r_s = -0.004$).

Tabla 25. Correlación de Spearman entre los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos trimestrales para el año 2019.

enero - marzo								
	ws	Temperatura	Humedad	PM ₁₀	PM _{2.5}	NO ₂	SO ₂	O ₃
ws	-							
Temperatura	0.053							
Humedad	0.014	0.334***						
PM ₁₀	0.014	-0.087	-0.002					
PM _{2.5}	-0.292***	-0.101***	-0.004	0.670***				
NO ₂	-0.257***	0.168***	0.086**	0.380***	0.516***			
SO ₂	-0.294***	-0.188***	-0.099***	0.428***	0.628***	0.531***		
O ₃	0.407***	-0.214***	-0.200***	-0.314***	-0.553***	-0.722***	-0.590***	
abril - junio								
	ws	Temperatura	Humedad	PM ₁₀	PM _{2.5}	NO ₂	SO ₂	O ₃
Ws								
Temperatura	-0.033							
Humedad	-0.003	0.063**						
PM ₁₀	0.119***	0.058**	0.074***					
PM _{2.5}	-0.070**	-0.021	0.035	0.640***				
NO ₂	-0.050*	0.471***	0.072***	0.446***	0.381***			
SO ₂	-0.041	-0.159***	0.017	0.309***	0.520***	0.181***		
O ₃	0.099***	-0.102***	-0.010	-0.361***	-0.493***	-0.489***	-0.561***	
julio - septiembre								
	ws	Temperatura	Humedad	PM ₁₀	PM _{2.5}	NO ₂	SO ₂	O ₃
Ws								
Temperatura	-0.116*							
Humedad	0.077+	0.095+						
PM ₁₀	0.139**	-0.291***	-0.120*					
PM _{2.5}	-0.062+	-0.295***	-0.068+	0.691***				
NO ₂	-0.190***	-0.259***	-0.310***	0.540***	0.583***			
SO ₂	-0.186***	-0.226***	-0.032+	0.315***	0.680***	0.515***		
O ₃	0.254***	0.303***	0.215***	-0.428***	-0.667***	-0.747***	-	0.712***
octubre - diciembre								
	ws	Temperatura	Humedad	PM ₁₀	PM _{2.5}	NO ₂	SO ₂	O ₃
ws								
Temperatura	0.156***							
Humedad	-0.103***	-0.747***						
PM ₁₀	0.065**	-0.077**	0.096***					
PM _{2.5}	0.055*	-0.086***	0.170***	0.552***				
NO ₂	-0.030+	-0.137***	0.155***	0.453***	0.352***			
SO ₂	-0.005+	-0.074**	0.162***	0.316***	0.468***	0.434***		
O ₃	0.030+	0.224**	-0.157***	-0.188**	-0.097***	-0.148**	0.045+	

Computed correlation used spearman-method with listwise-deletion.

Significación estadística en $P < 0,05$; * Significancia en $P < 0,01$; ** Significancia a $P < 0,001$; *** Significancia en $P < 0,0001$. Se Rechaza la Hipótesis Nula; + $p > 0,05$ = Correlación no significativa; Se acepta la Hipótesis Nula. Correlación despreciable: $r < |0,1|$; correlación baja: $|0,1| < r <= |0,3|$; correlación mediana: $|0,3| < r <= |0,5|$; correlación fuerte o alta: $r > |0,5|$

Para los meses de abril a junio del 2019 en la Tabla 25, se observa que no existe relación entre PM_{2.5} y la Temperatura ($p > 0,05$) ($r_s = -0,021$); no existe relación entre PM_{2.5} y la Humedad ($p > 0,05$) ($r_s = 0,035$). Se observa que no existe relación entre SO₂ y la velocidad de vientos ($p > 0,05$) ($r_s = -0,041$); no existe relación entre SO₂ y la Humedad ($p > 0,05$) ($r_s = 0,017$). Se observa que no existe relación entre O₃ y la Humedad ($p > 0,05$) ($r_s = -0,010$).

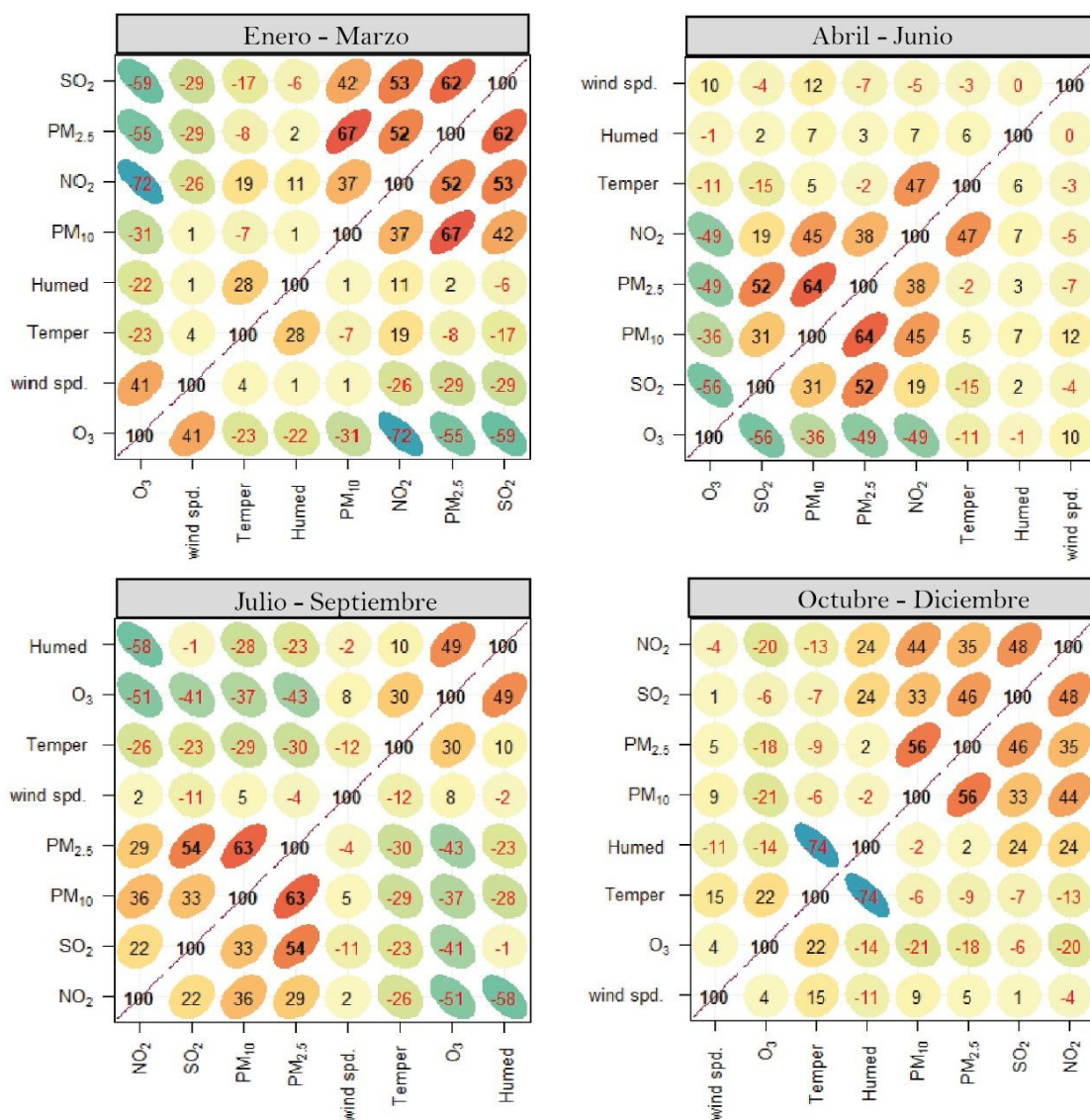


Figura 42. Análisis de correlación Spearman entre los contaminantes atmosféricos y parámetros meteorológicos trimestrales para el año 2019.

Correlación despreciable: $r < |0.1|$; correlación baja: $|0.1| < r \leq |0.3|$; correlación mediana: $|0.3| < r \leq |0.5|$; correlación fuerte o alta: $r > |0.5|$ Correlación Muy Alta. +1 Perfecta Positiva. -1 Perfecta Negativa. 0 correlación Nula.

Para los meses de julio - septiembre del 2019 en la Tabla 25, se observa que no existe relación entre PM_{2.5} y la velocidad de vientos ($p > 0.05$) ($r_s = -0.062$); no existe relación entre PM_{2.5} y la Humedad ($p > 0.05$) ($r_s = -0.068$). Se observa que no existe relación entre SO₂ y la velocidad de vientos ($p > 0.05$) ($r_s = -0.041$); no existe relación entre SO₂ y la Humedad ($p > 0.05$) ($r_s = -0.032$).

Para los meses de octubre a diciembre del 2019 en la Tabla 25, se observa que no existe relación entre NO_2 y la velocidad de vientos ($p > 0.05$) ($r_s = -0.030$). Se observa que no existe relación entre SO_2 y la velocidad de vientos ($p > 0.05$) ($r_s = -0.005$); no existe relación entre O_3 y la velocidad de vientos ($p > 0.05$) ($r_s = 0.030$).

En la Figura 42, se observa la correlación Spearman entre los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos trimestrales para el año 2019. Para los meses de enero a diciembre se observa que los contaminantes atmosféricos y las variables meteorológicas presentan una relación baja a excepción del O_3 con la velocidad de vientos que presenta una relación mediana positiva ($r_s = 0.407$) para los meses de enero a marzo. El NO_2 y la temperatura presentan una relación mediana positiva ($r_s = 0.471$) para los meses de abril a junio.

d) Análisis de Correlación de Spearman entre los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos trimestral para el año 2020.

Una vez determinada las variables y si siguen una distribución normal se procede a realizar la correlación de Spearman entre los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos para el año 2020, para lo cual se ha planteado los siguientes supuestos:

H₀= No existe relación significativa entre los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos trimestral para el año 2020.

H₁= Existe relación significativa entre los contaminantes atmosféricos y parámetros meteorológicos trimestral para para el año 2020.

En la Tabla 26, se observa la correlación de Spearman y la significancia estadística ($P < 0,05$) entre los contaminantes atmosféricos y las variables meteorológicas para los meses de enero a marzo de 2020. Se observa que existe relación entre los contaminantes atmosféricos y las variables meteorológicas. Para los meses de abril a junio se observa que no existe relación entre PM_{10} y la Temperatura ($p > 0.05$) ($r_s = -0.022$); no existe relación entre SO_2 y la temperatura ($p > 0.05$) ($r_s = 0.004$).

Tabla 26. Correlación de Spearman entre los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos trimestrales para el año 2020.

enero - marzo 2020								
	<i>ws</i>	<i>Temperatura</i>	<i>Humedad</i>	<i>pm10</i>	<i>pm2.5</i>	<i>no2</i>	<i>so2</i>	<i>o3</i>
<i>Ws</i>								
<i>Temperatura</i>	0.626***							
<i>Humedad</i>	-	-0.805***						
	0.547***							
<i>pm10</i>	-	-0.240***	0.191***					
	0.228***							
<i>pm2.5</i>	-	-0.487***	0.393***	0.737***				
	0.499***							
<i>no2</i>	-	-0.362***	0.242***	0.538***	0.564***			
	0.491***							
<i>so2</i>	-	-0.489***	0.346***	0.516***	0.697***	0.626***		
	0.530***							
<i>o3</i>	0.492***	0.357***	-0.492***	-	-0.357***	-	-	
				0.248***		0.420***	0.417***	
abril - junio 2020								
	<i>ws</i>	<i>Temperatura</i>	<i>Humedad</i>	<i>pm10</i>	<i>pm2.5</i>	<i>no2</i>	<i>so2</i>	<i>o3</i>
<i>Ws</i>								
<i>Temperatura</i>	0.276***							
<i>Humedad</i>	-	-0.534***						
	0.488***							
<i>pm10</i>	-	-0.022	0.284***					
	0.322***							
<i>pm2.5</i>	-	-0.126***	0.301***	0.726***				
	0.420***							
<i>no2</i>	-	-0.140***	0.379***	0.464***	0.468***			
	0.364***							
<i>so2</i>	-	0.044	0.311***	0.457***	0.617***	0.601***		
	0.399***							
<i>o3</i>	0.272***	-0.454***	-0.220***	-	-0.352***	-	-	
				0.336***		0.312***	0.581***	
julio - septiembre 2020								
	<i>ws</i>	<i>Temperatura</i>	<i>Humedad</i>	<i>pm10</i>	<i>pm2.5</i>	<i>no2</i>	<i>so2</i>	<i>o3</i>
<i>Ws</i>								
<i>Temperatura</i>	0.408***							
<i>Humedad</i>	-	-0.623***						
	0.282***							
<i>pm10</i>	0.011	-0.087***	0.098***					
<i>pm2.5</i>	-	-0.126***	-0.027	0.567***				
	0.233***							
<i>no2</i>	0.008	-0.007	0.216***	0.374***	0.226***			
<i>so2</i>	-	-0.126***	0.386***	0.193***	0.217***	0.287***		
	0.166***							
<i>o3</i>	0.122***	0.060**	-0.447***	-	-0.309***	-	-	
				0.245***		0.386***	0.428***	
octubre - diciembre 2020								
	<i>ws</i>	<i>Temperatura</i>	<i>Humedad</i>	<i>pm10</i>	<i>pm2.5</i>	<i>no2</i>	<i>so2</i>	<i>o3</i>
<i>Ws</i>								
<i>Temperatura</i>	0.573***							
<i>Humedad</i>	-	-0.834***						
	0.532***							
<i>pm10</i>	-	-0.088	0.161*					
	0.302**							

<i>pm2.5</i>	-	-0.347***	0.395***	0.682***			
	0.494***						
<i>no2</i>	-0.219*	-0.068	0.254**	0.609***	0.539***		
<i>so2</i>	-0.162*	-0.200*	0.170*	-0.047	0.066	-0.037	
<i>o3</i>	0.358***	0.272**	-0.529***	-	-0.599***	-	0.046
				0.582***		0.681***	

Computed correlation used spearman-method with listwise-deletion.

Significación estadística en $P < 0,05$; * Significancia en $P < 0,01$; ** Significancia a $P < 0,001$; *** Significancia en $P < 0,0001$. Se Rechaza la Hipótesis Nula; + $p > 0,05$ = Correlación no significativa; Se acepta la Hipótesis Nula. Correlación despreciable: $r < |0,1|$; correlación baja: $|0,1| < r \leq |0,3|$; correlación mediana: $|0,3| < r \leq |0,5|$; correlación fuerte o alta: $r > |0,5|$

Para los meses de julio - septiembre del 2020 en la Tabla 26, se observa que no existe relación entre PM_{10} y la velocidad de vientos ($p > 0,05$) ($r_s = 0,011$); no existe relación entre $PM_{2,5}$ y la Humedad ($p > 0,05$) ($r_s = -0,027$). Se observa que no existe relación entre NO_2 y la velocidad de vientos ($p > 0,05$) ($r_s = 0,028$); no existe relación entre NO_2 y la Humedad ($p > 0,05$) ($r_s = -0,007$). Para los meses de octubre a diciembre de 2020 en la Tabla 22, se observa que no existe relación entre PM_{10} y la temperatura ($p > 0,05$) ($r_s = -0,088$). Se observa que no existe relación entre NO_2 y la Temperatura ($p > 0,05$) ($r_s = -0,068$).

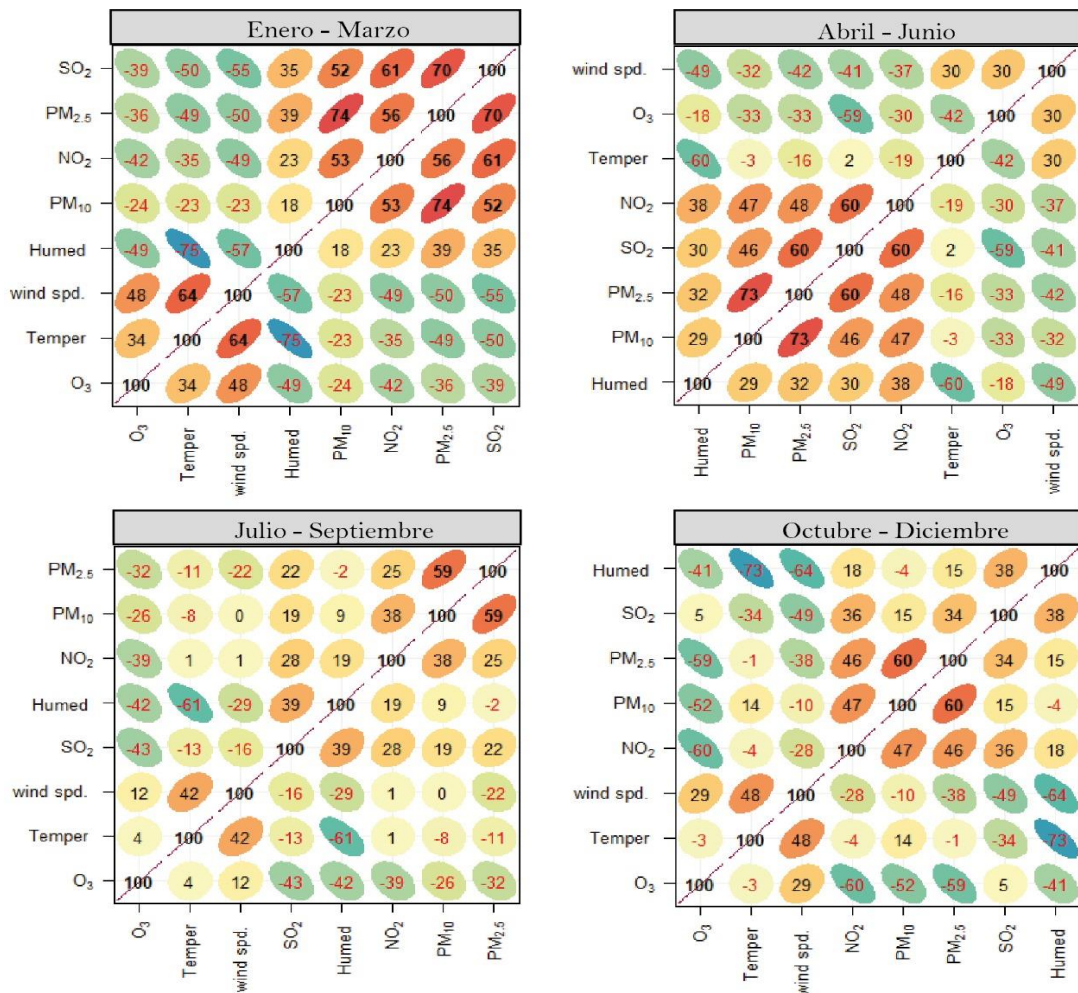


Figura 43. Análisis de correlación Spearman entre los contaminantes atmosféricos y parámetros meteorológicos trimestrales para el año 2020.

Correlación despreciable: $r < |0.1|$; correlación baja: $|0.1| < r \leq |0.3|$; correlación mediana: $|0.3| < r \leq |0.5|$; correlación fuerte o alta: $r > |0.5|$ Correlación Muy Alta. +1 Perfecta Positiva. -1 Perfecta Negativa. 0 correlación Nula.

En la Figura 43, se observa la correlación Spearman entre los contaminantes atmosféricos y parámetros meteorológicos trimestrales para el año 2020. Para los meses de enero a diciembre se observa que los contaminantes atmosféricos y las variables meteorológicas presenta una relación baja y mediana para todos los casos.

4.4. Análisis de los conglomerados de las trayectorias de retorno de HYSPLIT que llegan cada hora a 10m de altura al distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 – 2020.

En la Figura 44, se observa el análisis de conglomerados de las trayectorias de retorno de HYSPLIT que llegan cada hora a 10m de altura durante los meses de enero a diciembre del año 2019, sobre el distrito de Pacocha. Para lo meses de enero a marzo, los porcentajes de cluster C1(58.3 %), C2(38.6%) tienen su origen en la región sur en un punto del océano pacífico y el cluster C3(3.1%) tienen su origen en el país de Bolivia.

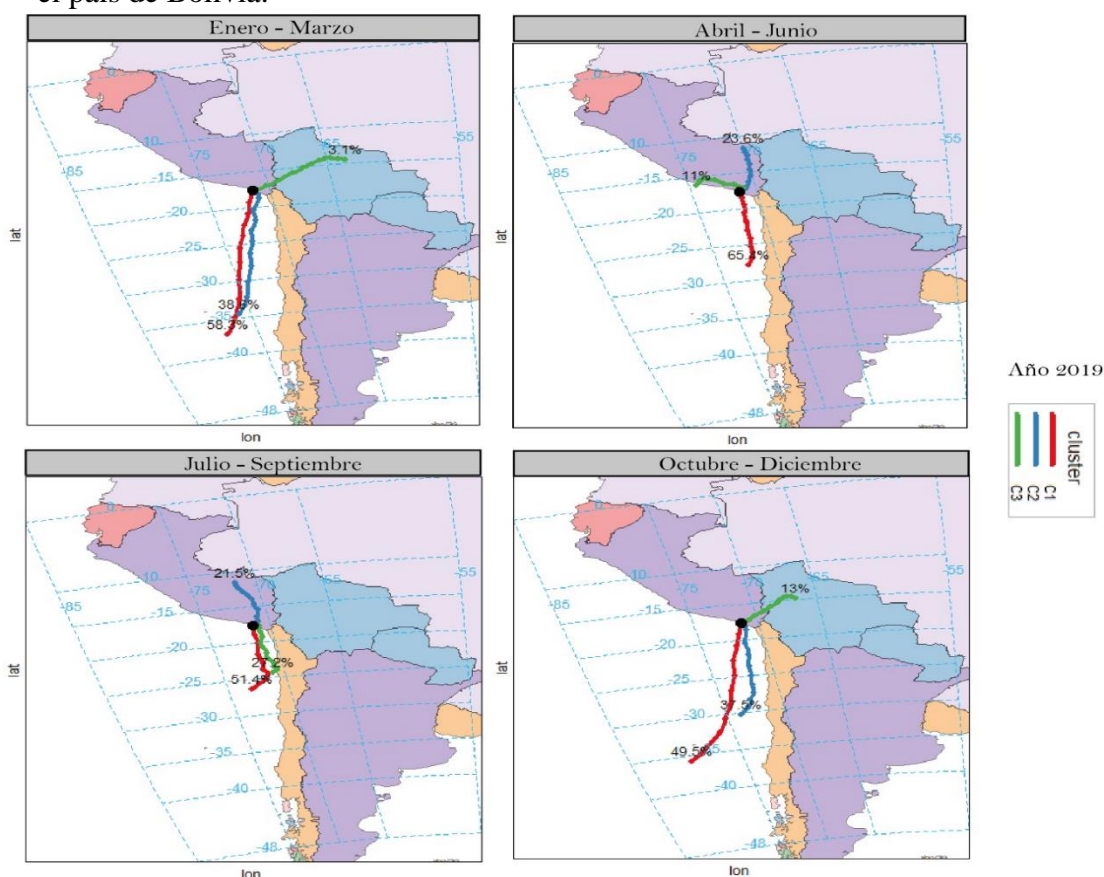


Figura 44. Análisis de conglomerados de las trayectorias de retorno de HYSPLIT que llegan cada hora a 10m de altura durante los meses de enero a diciembre del año 2019, sobre el distrito de Pacocha.

En la Figura 45, se observa que, para los meses de abril a junio, los porcentajes de cluster C1(65%) tienen su origen en la región sur en un punto del océano pacífico, el cluster C2(23.6%) en el departamento de Madre de Dios - Perú y el cluster C3(11%) en el departamento de Arequipa - Perú. Para lo meses de julio a septiembre los porcentajes de cluster C1(51.4 %), C2(27.2%) tienen su origen en la región sur en un punto del océano pacífico y el cluster C3(21.5%) en el departamento de Ucayali - Perú. Para los meses de octubre a diciembre, los porcentajes de cluster C1(49.5 %), C2(37.5%) tienen su origen en la región sur en un punto del océano pacífico y el cluster C3(13%) en el país de Bolivia.

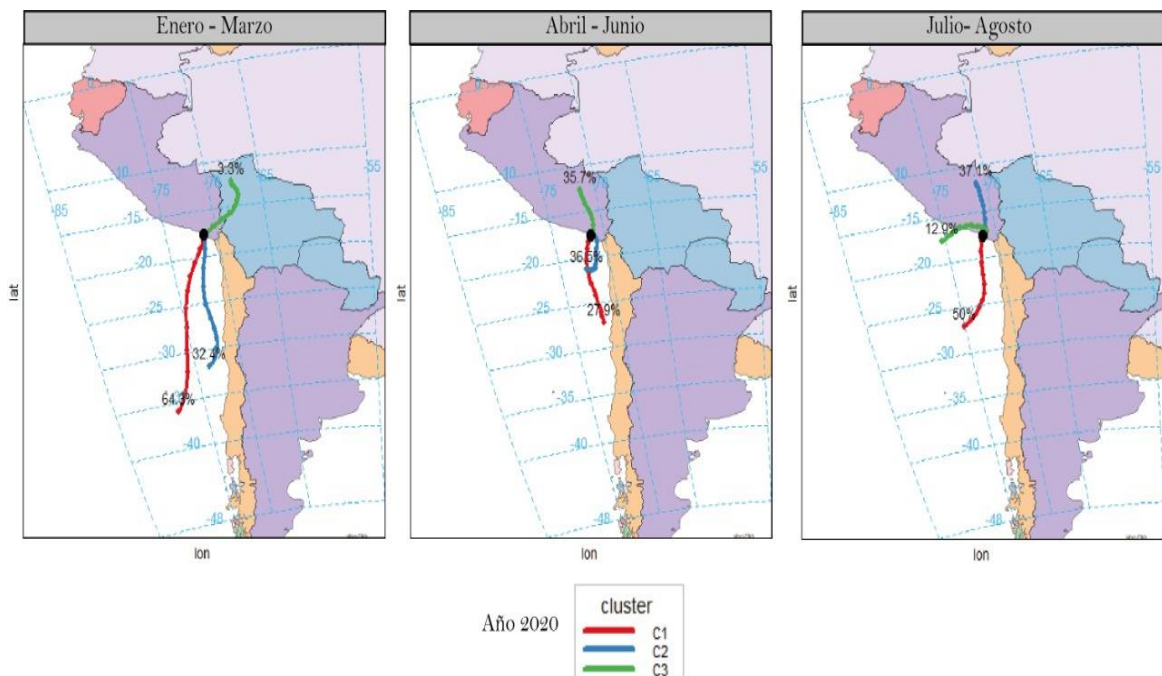


Figura 45. Análisis de conglomerados de las trayectorias de retorno de HYSPLIT que llegan cada hora a 10m de altura durante los meses de enero a diciembre del año 2020, sobre el distrito de Pacocha.

En la Figura 37, se observa que, para lo meses de enero a marzo, los porcentajes de cluster C1 (64 %), C2 (32.4 %) tienen su origen en la región sur en un punto del océano pacífico y el cluster C3 (3.3 %) en el país de Bolivia. Para los meses de abril a junio, los porcentajes de cluster C1 (27.9 %), C2 (36.5 %) tienen su origen en la región sur en un punto del océano pacífico, el cluster C3 (35.7 %) en el departamento de Ucayali -

Perú. Para lo meses de julio a agosto los porcentajes de cluster C1(50 %) tienen su origen en la región sur en un punto del océano pacífico, el cluster C2(37.1 %) en el departamento de Ucayali - Perú.

4.5. Discusión de resultados

La atmósfera absorbe una gran cantidad de compuestos sólidos, líquidos o gaseosos de fuentes tanto naturales como antropogénicas. Según las características locales, pueden ser dispersados, transformados o transportados y posteriormente depositados por procesos húmedos o secos. La dinámica de este sistema depende principalmente de reacciones atmosféricas, mecanismos de remoción y condiciones meteorológicas y topográficas (89).

4.5.1 Relación de los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) con las variables meteorológicas en la atmósfera del distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 y 2020.

Los efectos sinérgicos de varios contaminantes del aire con los parámetros meteorológicos aún no se han estudiado ampliamente ni se han comprendido completamente, especialmente en la costa sur del Perú, como el caso del distrito de Pacocha.

PM₁₀ PM_{2.5} vs parámetros meteorológicos

Los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para el estado peruano aprobado bajo el Decreto Supremo N° 003-2017-MINAM (90), establece que los estándares anuales para PM₁₀ y PM_{2.5} son 50 µg m⁻³ y 25 µg m⁻³, respectivamente. Los estándares anuales de calidad del aire de la Unión Europea (UE) para PM₁₀ y PM_{2.5} son 40 µg m⁻³ y 25 µg m⁻³, respectivamente (91, 92). Las pautas de calidad del aire de la Organización Mundial de la Salud (OMS) (7), para PM₁₀ y PM_{2.5} son 20 µg m⁻³ y 10 µg m⁻³, respectivamente. El promedio anual de PM₁₀ y PM_{2.5} durante el período 2019 (Tabla 11) fue 38.58 µg m⁻³ y 11.59 µg m⁻³ y para el 2020 el promedio anual de PM₁₀ y PM_{2.5} (Tabla 13) fue de 41.17 µg m⁻³ y 12.27 µg m⁻³, respectivamente, lo que indica que los niveles de PM₁₀ y PM_{2.5} a largo plazo no han excedido los límites de calidad del aire establecido por el MINAM tanto para el 2019 y 2020, en relación con la UE los valores para el PM₁₀ y PM_{2.5}. Para el 2019 el PM₁₀ superan los valores establecidos por la UE y no para el PM_{2.5}. Además, tanto las PM₁₀ como las PM_{2.5} para el 2019 y 2020 superan lo establecido por la OMS. Esto se debe a que la velocidad de los vientos para el 2020

(\bar{x} =1.63 m/s) fue menor al 2019 (\bar{x} =4.26 m/s) lo que ha originado menor transporte del material particulado (Tabla 16 y 19), según (94) informaron que la velocidad del viento afecta negativamente la concentración de PM₁₀ y PM_{2.5} en 255 ciudades de China mediante el uso del enfoque de panel espacial. También se encontró en este estudio que la velocidad del viento tuvo la mayor influencia relativa en las variaciones de PM₁₀ y PM_{2.5}, en la escala de aglomeración urbana (Fig. 32 y 33). El aumento de la velocidad del viento, en general, puede ayudar a dispersar las partículas hasta cierto punto, pero ocurre lo contrario cuando la velocidad del viento es lo suficientemente alta (por ejemplo, más de 5m/s) porque los vientos fuertes también pueden hacer que las partículas finas floten desde el suelo a la superficie en el aire (96).

La correlación del PM₁₀ con la velocidad del viento evidencia una correlación alta positiva ($r=0.654$; $p<0.05$) y correlación baja para el PM_{2.5} ($r=0.413$; $p>0.05$) para el 2019, caso contrario para el 2020 en la que se observa una baja correlación negativa del PM₁₀ ($r=-0.436$) y correlación alta negativa para el PM_{2.5} ($r=-0.633$; $p<0.05$) para las velocidades del viento. Estas diferencias se deben a la humedad relativa, según (96) observó que, las concentraciones de PM₁₀ y PM_{2.5} disminuyeron con la alta velocidad del viento durante la primavera y el verano, pero la baja velocidad, durante las estaciones frías aumentó las concentraciones de PM₁₀, así como la menor humedad atmosférica en las estaciones cálidas aumenta la concentración, pero la mayor humedad atmosférica durante el otoño e invierno disminuye, tal como se puede observar en las gráficas polares para el PM₁₀, que a un baja humedad se presentan las mayores concentraciones de PM₁₀ (Fig. 37, B.) para el año 2020 con orientación sureste en comparación al año 2019 donde la mayor concentración de PM₁₀ y PM_{2.5} se presentaron en un 80 a 90% de humedad con la orientación sureste y noreste.

Como se muestra en la Figura 21, 25 (A), en promedio, la variación de la concentración de PM₁₀ y PM_{2.5}, presentaron cambios similares a lo largo del tiempo a escalas diarias y horarias para el año 2019 y 2020. Como se esperaba, PM₁₀ y PM_{2.5} siguen principalmente las mismas tendencias en sus ciclos diarios, semanales y anuales. Sin embargo, los niveles de PM_{2.5} son significativamente más bajos que los niveles de PM₁₀. Sobre una base diaria, los niveles más altos de PM₁₀ y PM_{2.5} se observaron en la mañana (alrededor de las 0:00 a 06:00 horas) y menores durante el día (alrededor de las 12:00 a 23:00 horas) (Fig. 21 y 25).

Este tipo de comportamiento difiere con lo reportado por (97) en el cual informan mayor concentración de PM_{10} y $PM_{2.5}$ a las 16 horas, así como (98) donde los $PM_{2.5}/PM_{10}$ valores de la relación fueron mayores durante la noche que durante el día, lo que puede explicarse que las condiciones climáticas húmedas durante la noche inhiben el aumento de partículas gruesas. Se ha demostrado que la humedad relativa y la velocidad del viento son los factores de influencia críticos de las concentraciones de $PM_{2.5}$ en la macroescala. Por ejemplo, (99 –101) encontraron que la humedad relativa causada por la evapotranspiración de la vegetación afecta en gran medida la eliminación de PM_{10} y $PM_{2.5}$, para el presente estudio se observa una relación de alta negativa anual con la humedad relativa PM_{10} ($r=-0.560$) y $PM_{2.5}$ ($r=-0.457$) para el 2019. Además con una correlación baja negativa para el PM_{10} ($r=-0.408$) y correlación positiva baja para el $PM_{2.5}$ ($r=-0.171$) para el 2020, es decir que a mayor humedad, menor concentración del material particulado, lo que indica que la humedad desde las 0:00 – 6:00 horas es menor por lo que podría explicar las concentraciones elevadas del material particulado (Tabla 19), así también lo demuestra (102), que utilizó seis modelos de machine learning para estimar $PM_{2.5}$ e informó que la HR y la visibilidad exhibieron la mayor importancia relativa en la estimación de $PM_{2.5}$ por último (103), encontraron que las $PM_{2.5}$ están correlacionadas negativamente con la HR y el coeficiente de correlación ($r= -0.63$ $p < 0.001$). En las figuras 32 y 33 de las graficas polares se evidencian lo contrario, aseguran que existe una relación directa entre la concentración del material particulado y la humedad, este cambio podría atribuirse a otra variable meteorológica importante como es la velocidad del viento.

Las concentraciones elevadas de PM_{10} y $PM_{2.5}$ se presentan de 6 a las 12 horas tanto para el 2019 y 2020, ambos parecen ser causados por la emisión del tráfico vehicular. Según (56), reportó que para la calidad del aire en el área metropolitana de Lima, las emisiones corresponden a la quema de combustibles fósiles y que estos se asociaron principalmente con las partículas menores a $PM_{2.5}$ (V, Co, Mo, Pb Ni y Cr) (104). Otro elemento para considerar en referencia a los valores altos en horas tempranas (0:00 – 6:00h) podría ser atribuido a la actividad industrial como la refinería de cobre (fundición) de la Empresa Southern que presenta doble turno, lo que generaría el aumento del PM_{10} y $PM_{2.5}$ tal como lo demuestra la Figura 21 y 25 (C). También se ha observado que, la minería y la fundición de cobre se encuentran entre las industrias que más contaminan el medio ambiente (105), ya que emiten una gran cantidad de polvo

y gases y contienen metales pesados peligrosos (106). Los metales se liberan con mayor frecuencia como partículas finas (PM_{10} y $PM_{2.5}$) o compuestos volátiles, ya sea a través de chimeneas o como emisiones “fugitivas” de las operaciones de producción. Los elementos comúnmente emitidos incluyen arsénico (As), cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni), plomo (Pb), zinc (Zn) y cadmio (Cd), la mayoría de los cuales son cancerígenos (107). La rosa de vientos confirma, que el mayor porcentaje de contribución del PM_{10} y $PM_{2.5}$ provienen de noreste (NE) (Tabla 14 y 15).

Entre las 6:00 – 14:00 h., los valores altos podrían ser atribuidos a la actividad portuaria por el flujo constante de las embarcaciones que circulan en el puerto de Ilo. Se ha descubierto que la atmósfera en la zona del puerto Salónica, Grecia es más agravada en comparación con la zona del centro de la ciudad (108). En las actividades portuarias, las emisiones de los barcos deben ser consideradas porque tienen el potencial de una contribución negativa a la calidad del aire de las áreas costeras (109). En la Figura 21, 22, 25 y 26 (D), se observa que, de lunes a viernes se registran las concentraciones más altas en comparación a los sábados y domingos, esto indica el aporte de la actividad vehicular y las diferentes actividades desarrolladas en días laborables por la población de Ilo.

Los aumentos de concentración de PM_{10} y $PM_{2.5}$ tanto para el 2019 y 2020 se presentaron en otoño e invierno, este aumento significativo se debe a la actividad industrial propia de la provincia de Ilo (actividad puertearía, industrias harineras de pescado y refinería de cobre) y la actividad del parque automotor, lo que puede causar condiciones casi estancadas (Fig. 33, 34, 37 y 38 (D)). Además, las concentraciones más altas de contaminantes durante los meses secos de invierno mejoraron la eliminación, así como lo reportado por (110) lo que concuerda con el presente trabajo para el PM_{10} y $PM_{2.5}$ para ambos periodos de evaluación 2019 y 2020.

O₃ y NO₂ vs parámetros meteorológicos

La temperatura y las horas de sol tienen un efecto catalítico positivo sobre la reacción fotoquímica para formar O₃ (113). Según (114), la radiación solar y la temperatura se correlacionan positivamente con la concentración de O₃, como se puede observar en la Fig. 22 y 26 (b) para el 2019 y 2020, la formación O₃ se inicia por la

mañana (8:00 am) y alcanza su valor máximo después del mediodía (2:00 pm a 4:00 pm). Además, el O₃ mostró un pico intenso después del mediodía (3:00 pm) que probablemente estaría relacionado con la intensidad de la radiación solar y también de ocurrencia del fenómeno fotoquímico entre NO_x y sus otros precursores (102, 115). En los análisis anuales de la relación de O₃ con la temperatura se observa que existe una relación alta negativa ($r=-0.766$; $p<0.05$) (Tabla 19) para el 2019 y un mismo comportamiento ($r = -0.564$; $p>0.05$) (Tabla 21) para el 2020. Así también lo confirma la gráfica polar de O₃ vs Temperatura (Fig. 36, (A)). Según (114), menciona que la fuerte radiación solar ($\gamma=424$ nm) para la fotólisis inicial, la temperatura y la humedad también influyen en la producción de O₃. Generalmente, el aumento de temperatura y la disminución de la humedad relativa conducen a un aumento de los niveles de O₃ troposférico. (115) analizaron varias variables químicas involucradas en las relaciones entre el O₃ y la temperatura, incluida la reactividad orgánica con los radicales en la atmósfera, todos ellos presentan dependencia de la temperatura en función de la abundancia del O₃ y la composición de precursores. Se observa que el O₃ presenta un comportamiento en orden de menor a mayor con relación a las estaciones del año, verano > otoño > invierno > primavera (Fig. 22 y 26 (c) y Fig. 36 y 41 (D)), lo que podría deberse a que el viento estático (o pequeño) y estable la estratificación atmosférica en otoño e invierno no favorecen la difusión de contaminantes (116). En estudios realizados en Europa y Asia ((113–118) se observan que las mayores concentraciones se presentan en verano > otoño > invierno > primavera, contrarios a los resultados observados en el presente trabajo. (119) menciona que una de las razones podría atribuirse al fuerte efecto inhibitor del NO, debido a que reacciona con el O₃ produciendo NO₂ de esta manera disminuye la concentración de O₃. El mayor aporte de NO₂ proviene de la dirección noreste (NE), que podría estar asociado a la actividad minera de Toquepala, según (69) mencionan que el uso de explosivos elaborados con nitrato de amonio durante la voladura en operaciones de superficie en zonas mineras, emiten altas concentraciones de NO_x (500 ppm) el cual supera hasta 3000 veces los estándares internacionales que podrían explicar el mayor porcentaje de contribución para el 2019 - 2020.

Según (120), menciona que la humedad relativa se correlaciona negativamente con la concentración de O₃. Para el presente estudio se observa que la humedad tiene una relación positiva baja ($r=0.166$) para el año 2019 y una correlación positiva baja

($r=0.454$) para el 2020, si observamos que para los meses de enero a marzo en el que se registra la menor concentración de O_3 , tiene una correlación negativa alta, se explicaría dicho comportamiento ($r=-0.722$; $p<0.05$) (Tabla 25). Cuanto menor es la evaporación, mayor es la humedad relativa del aire, lo que afecta indirectamente a la concentración de O_3 . En relación con la velocidad de viento (121) informaron que las condiciones de baja velocidad del viento son beneficiosas para la acumulación de precursores y la formación de O_3 , aumentando así la concentración de O_3 .

Para el caso del presente trabajo se observa que existe una alta correlación negativa con la velocidad del viento ($r=-0.818$, $p<0.05$) para el año 2019, siendo el mismo comportamiento ($r=-0.661$) para el 2020 (Tabla 19 y 21). Según (121) identificaron que la velocidad y la dirección del viento afectan directa o indirectamente a la concentración de O_3 al impactar a los precursores de O_3 . Las concentraciones diarias de O_3 se evidencia en los fines de semana donde fueron significativamente más altas que las de los días laborables, observando un aumento significativo los fines de semana (sábado). Sin embargo, no aparecieron variaciones significativas en las concentraciones de O_3 durante los días de semana (Fig. 22 y 26). Algunos factores que pueden afectar y disminuir la formación de O_3 durante los días de semana pueden estar relacionados con: (a) la reducción de la luz solar y la radiación ultravioleta debido al aumento de la dispersión de la luz por las partículas en suspensión, especialmente $PM_{2.5}$, (b) la amplificación de la destrucción de O_3 por NO , emitido en mayor cantidad por los vehículos, fuentes industriales y otras fuentes de emisión (122), (c) aumento del nivel de sulfatos, lo que conduce a la reacción con O_3 y su consumo (118).

SO₂ vs parámetros meteorológicos

La concentración de SO_2 en el aire está estrechamente relacionada con las condiciones meteorológicas, las emisiones antropogénicas y los tipos de uso de la tierra (130, 131). Según la tipología de las condiciones climáticas, (125) menciona que se podrían identificar dos tipos de eventos de SO_2 : bajo condiciones atmosféricas regidas por la escala sinóptica, ocurriendo mayoritariamente en meses fríos y por último una meteorología caracterizada por un bajo gradiente de presiones isobáricas, lo que favorece el desarrollo de procesos de mesoescala, y específicamente brisas puras mar - tierra que se dan principalmente en los meses cálidos. El SO_2 en la atmósfera se libera principalmente en erupciones volcánicas y quema de combustibles fósiles. Es uno de

los contaminantes del aire más dañinos e influyentes y la principal causa de la lluvia ácida (126).

Se observa que la relación entre el SO₂ y la humedad muestra una relación alta negativa ($r=-0.757$ $p<0.05$) para el 2019 y mostrándose el mismo comportamiento ($r=-0.698$, $p<0.05$) para el 2020 (Tabla 19 y 21) que concuerda con el trabajo de (127) en el que las cantidades de SO₂ se correlacionaron negativamente con la temperatura, el punto de rocío, la humedad relativa, la velocidad del viento. Es bien sabido que la transformación de SO₂ a sulfato depende en gran medida de la humedad relativa (120, 128) demostraron que la transformación de SO₂ a sulfato siempre ocurría a una humedad relativa que oscilaba entre el 60% y el 70%. En el presente estudio se observó que las mayores concentraciones de SO₂ se da entre los 60 % a 90 % de humedad anual y que corresponde a la estación de otoño (Fig. 35 y 40 (A)). En general, no se encontró que la velocidad del viento mantuviera alguna correlación significativa con las concentraciones de SO₂ anual y trimestral de la misma forma con la temperatura (Tabla 19 y 21), debido a las diferentes direcciones del viento noreste en otoño. La dirección noreste y sureste favoreció el incremento del SO₂ a 25 °C. Según estudios reportados para el año 2007, utilizando el Instrumento de Monitoreo del Ozono satelital (OMI), observaron las emisiones diarias de SO₂ por parte de dos fundiciones de cobre en Perú (La Oroya e Ilo), determinando que la descarga anual fue de 0.3 ± 0.1 Tg (Tera gramos) de SO₂ y observaron una disminución significativa en las cargas diarias de SO₂ en la fundición de Ilo, de 1Gg más en septiembre - noviembre de 2004 a un promedio de 0,6 Gg (giga gramos). A partir de enero de 2005 en adelante (57) la dirección de vientos corrobora que el mayor porcentaje de SO₂ provienen del noreste (NE).

Análisis de conglomerados de las trayectorias de retorno de HYSPLIT

El estudio de la trayectoria hacia adelante es una herramienta muy importante de la ciencia atmosférica que también proporciona un modelo de simulación de la dirección y trayectoria de la masa de aire. Aquí, la trayectoria hacia adelante se ha calculado para algunos días seleccionados a través del modelo HYSPLIT (Trayectoria Integrada Lagrangiana Híbrida de Partícula Única), recomendado por el Laboratorio de Recursos de Aire de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de EE. UU. (NOAA ARL). En la Figura 44, se observa el análisis de conglomerados de las trayectorias de retorno de HYSPLIT que llegan cada hora a 10m de altura durante los meses de enero a diciembre del año 2019, sobre el distrito de Pacocha. Para lo meses

de enero a marzo, los porcentajes de cluster C1(58.3 %), C2(38.6%) determinan que los vientos podrían tener su origen en la región sur en Isla Robinson Crusoe que se encuentra al frente del país de Chile y el cluster C3(3.1%) en el país de Bolivia, para los meses de abril a junio, los porcentajes de cluster C1(65%) determinan que los vientos podrían tener su origen en la región sur en la Isla de los desventurados – Océano Pacífico, el cluster C2(23.6%) en el departamento de Madre de Dios - Perú y el cluster C3(11%) en el departamento de Arequipa - Perú. Para los meses de julio a septiembre los porcentajes de cluster C1(51.4 %), C2(27.2%) determinan que los vientos podrían tener su origen en la región sur en la Isla de los desventurados – Océano Pacífico y el cluster C3(21.5%) en el departamento de Ucayali - Perú. Para los meses de octubre a diciembre, los porcentajes de cluster C1(49.5 %), C2(37.5%) determinan que los vientos podrían tener su origen en la región sur en la Isla Robinson Crusoe - Océano Pacífico que se encuentra al frente del país de Chile y el cluster C3(13%) en el país de Bolivia.

En la Figura 45, se observa que para el año 2020, en los meses de enero a marzo, los porcentajes de cluster C1(64 %), C2(32.4 %) determinan que los vientos podrían tener su origen en la región sur en la Isla Robinson Crusoe - Océano Pacífico que se encuentra al frente del país de Chile y el cluster C3(3.3 %) en el país de Bolivia. Para los meses de abril a junio, los porcentajes de cluster C1(27.9%), C2(36.5 %) determinan que los vientos podrían tener su origen en la región sur en la Isla de los desventurados – Océano Pacífico, el cluster C3(35.7 %) en el departamento de Ucayali - Perú. Para los meses de julio a agosto los porcentajes de cluster C1(50 %) determinan que los vientos podrían tener su origen en la región sur en la Isla de los desventurados – Océano Pacífico, el cluster C2(37.1 %) en el departamento de Ucayali - Perú. El estudio refleja que la difusión de partículas no está restringida dentro de los límites urbanos y está controlada en gran medida por factores meteorológicos o ambientales (velocidad del viento, dirección del viento, temperatura, humedad relativa, etc.). Aplicando el modelo HYSPLIT, se establece claramente que la dispersión de partículas se encuentra predominantemente hacia el norte y noreste desde el sur y suroeste, debido a fuertes factores meteorológicos como alta temperatura y viento fuerte con velocidad (ventilación atmosférica activa) para los años 2019 y 2020, en el presente estudio las partículas están restringidas dentro de los 10m, otros estudios analizaron las retrotrayectorias a una altura de 1000 m (96), otros mencionan que las partículas están

restringidas dentro de los 100 m debido a la inversión de la temperatura en la superficie y al viento en calma con baja velocidad (129).

CONCLUSIONES

- Se concluye que para el año 2019 y 2020 las concentraciones de PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃, estuvieron relacionados con los cambios en las variables meteorológicas. Es así como, para el PM₁₀ las concentraciones máximas se observaron en los meses de abril – junio (504.38 µg / m³). Para el PM_{2.5} las concentraciones máximas se registraron en los meses de julio - septiembre, 75.33 µg / m³. Para el SO₂ las concentraciones máximas se registraron en los meses de enero - marzo, 783.51 µg / m³. Para el NO₂ las concentraciones máximas se registraron en los meses de abril - junio, 783.51 µg / m³. Para el O₃ las concentraciones máximas se registraron en los meses de abril - junio, 63.52 µg / m³. Para el año 2020, el PM₁₀ presentó las concentraciones máximas en los meses de octubre – diciembre, 720.82 µg / m³. Para el PM_{2.5} las concentraciones máximas se registraron en los meses de octubre-diciembre, 139.45 µg / m³. Para el SO₂ las concentraciones máximas se registran en los meses de enero - marzo, 610.64 µg / m³. Para el NO₂ las concentraciones máximas se registraron en los meses de octubre - diciembre, 19.98 µg / m³. Para el O₃ las concentraciones máximas se registraron en los meses de julio-septiembre, 168.38 µg / m³.
- Se concluye que las características meteorológicas para el año 2019, las temperaturas máximas se registraron en los meses de enero-marzo, 29°C. Para la humedad relativa, los valores máximos se registraron en los meses de enero - marzo, 95.2 %. Para la velocidad de vientos los valores máximos se registraron en los meses de enero - marzo 8.74 m/s, con dirección noroeste (NO). Para el año 2020, las temperaturas máximas se registraron en los meses de enero - marzo, 31.26 °C. Para la humedad relativa máxima de registro en los meses de julio – septiembre, 88 %. Para la velocidad de vientos los valores máximos se registraron en los meses de enero – marzo, 6.2 m/s, con dirección oeste (O).
- Se concluye que todos los contaminantes atmosféricos estudiados para el presente estudio mostraron una gran sensibilidad a los parámetros

meteorológicos en el distrito de Pacocha. La correlación del PM_{10} con la velocidad del viento para el 2019 evidencia una correlación alta positiva ($r=0.654$; $p<0.05$) y correlación baja para el $PM_{2.5}$ ($r=0.413$; $p>0.05$). Para el 2020 entre el PM_{10} con la velocidad del viento existe una baja correlación negativa del PM_{10} ($r=-0.436$) y correlación alta negativa para el $PM_{2.5}$ ($r=-0.633$; $p<0.05$). Para el 2019 entre el PM_{10} y la humedad relativa existe una correlación alta negativa ($r=-0.560$) y una baja relación negativa con el $PM_{2.5}$ ($r=-0.457$). Para el 2020 entre el PM_{10} y la humedad relativa existe correlación baja negativa para el PM_{10} ($r=-0.408$) y correlación positiva baja para el $PM_{2.5}$ ($r=-0.171$). Para el 2019 y 2020 entre la relación de O_3 con la temperatura existe una relación alta negativa ($r=-0.766$; $p<0.05$) y ($r = -0.564$; $p>0.05$) respectivamente para ambos periodos. La humedad relativa con el O_3 tiene una relación positiva baja ($r=0.166$) para el año 2019 y una correlación positiva baja ($r=0.454$) para el 2020. Para los meses de enero a marzo en el que se registra la menor concentración de O_3 se tiene una correlación negativa alta ($r=-0.722$; $p<0.05$) con la humedad. Existe una alta correlación negativa entre el O_3 con la velocidad del viento ($r=- 0.818$, $p<0.05$), para el año 2019 y para el 2020 ($r=-0.661$). Entre el SO_2 y la humedad muestra una relación alta negativa ($r=-0.757$ $p<0.05$) para el 2019 y ($r=-0.698$, $p<0.05$).

- Se concluye que el análisis de conglomerados de las trayectorias de retorno de HYSPLIT que llegan cada hora a 10m de altura para el año 2019 y 2020, proviene de la zona sur en específico de la Isla Robinson Crusoe y la Isla de los desventurados que se encuentra bajo la jurisdicción del país de Chile para los 12 meses. Entre los meses de enero - marzo (2019 – 2020) y de octubre – diciembre (2019) los vientos provienen del país de Bolivia. Para lo meses de abril - agosto (2019 - 2020) los vientos tuvieron su origen en la región de Madre de Dios y la región de Ucayali. Para los meses de abril a junio (2019) y julio - agosto (2020) lo vientos tuvieron su origen en la región de Arequipa.

RECOMENDACIONES

- Se recomienda realizar una limpieza de datos utilizando la puntuación Z, para eliminar los valores atípicos para las concentraciones de PM₁₀, PM_{2.5}, NO₂, SO₂ y O₃ de esta manera poder desarrollar mejores predicciones y análisis estadísticos. Los modelos de pronóstico basados en datos existentes generalmente ignoran los valores faltantes, las correlaciones entre los factores contaminantes y meteorológicos no logran realizar un modelado temporal de manera efectiva, lo que afecta la precisión de la predicción, por lo que se recomienda en situaciones en las que los equipos se encuentren apagados por mantenimiento y generen los datos faltantes para trabajar con métodos de imputación como Long short-term memory (LSTM), Neural network y Transfer learning etc., para mejorar las precisiones en las predicciones y el manejo de datos con paquetes estadísticos.
- Se recomienda para las mediciones SO₂ correlacionar con los datos ofrecidos por los satélites de Ozone Monitoring Instrument (OMI), de manera que permita estandarizar los procedimientos para su monitoreo y evaluar la eficacia de las tecnologías limpias desarrollados por las empresas industriales ubicados en la zona de puerto de Ilo, ya que es de suma preocupación por las autoridades locales para desarrollar estrategias de políticas ambientales y de salud.
- Se recomienda trabajar en forma particular el NO₂ y O₃, la literatura menciona que existe controversias en las correlaciones positivas y negativas, que estaría vinculado con la titulación química del contaminante, por lo que en temporadas de bloqueos de actividad industrial por el COVID-19, se ha evidenciado bastantes cambios disminuyendo el NO₂ y aumentado el O₃.
- Se recomienda realizar un estudio en particular para las emisiones de embarcaciones presente en el puerto de Ilo. Las emisiones del transporte marítimo están aumentando actualmente y lo más probable es que continúen haciéndolo en el futuro debido al aumento del comercio a escala mundial. Las emisiones de los barcos tienen el potencial de contribuir a la degradación de la calidad del aire en las zonas costeras, además de contribuir a la contaminación atmosférica mundial.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

1. HAO, Yanzhao, Chanjuan GAO, Shunxi DENG, Min YUAN, Wenbin SONG, Zhenzhen LU and Zhaowen QIU. Chemical characterisation of PM 2.5 emitted from motor vehicles powered by diesel, gasoline, natural gas and methanol fuel. *Science of the Total Environment* [online]. 2019, **674**, 128–139. ISSN 18791026. Available at: doi:10.1016/j.scitotenv.2019.03.410
2. STEFFEN, Will, Katherine RICHARDSON, Johan ROCKSTRÖM, Sarah E. CORNELL, Ingo FETZER, Elena M. BENNETT, Reinette BIGGS, Stephen R. CARPENTER, Wim DE VRIES, Cynthia A. DE WIT, Carl FOLKE, Dieter GERTEN, Jens HEINKE, Georgina M. MACE, Linn M. PERSSON, Veerabhadran RAMANATHAN, Belinda REYERS and Sverker SÖRLIN. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* [online]. 2015, **347**(6223). ISSN 10959203. Available at: doi:10.1126/science.1259855
3. WORLD HEALTH ORGANIZATION. WORLD HEALTH STATISTICS - MONITORING HEALTH FOR THE SDGs. *World Health Organization*. 2016, 1.121. ISSN 08628408.
4. KOTA, Sri Harsha, Hao GUO, Lauri MYLLYVIRTA, Jianlin HU, Shovan Kumar SAHU, Rajyalakshmi GARAGA, Qi YING, Aifang GAO, Sunil DAHIYA, Yuan WANG and Hongliang ZHANG. Year-long simulation of gaseous and particulate air pollutants in India. *Atmospheric Environment* [online]. 2018, **180**, 244–255. ISSN 18732844. Available at: doi:10.1016/j.atmosenv.2018.03.003
5. SAMAL, K. Krishna Rani, Korra Sathya BABU and Santos Kumar DAS. Multi-directional temporal convolutional artificial neural network for PM2.5 forecasting with missing values: A deep learning approach. *Urban Climate* [online]. 2021, **36**(November 2020), 100800. ISSN 22120955. Available at: doi:10.1016/j.uclim.2021.100800
6. AMINI, Heresh, Nguyen Thi TRANG NHUNG, Christian SCHINDLER, Masud YUNESIAN, Vahid HOSSEINI, Mansour SHAMSIPOUR, Mohammad Sadegh HASSANVAND, Younes MOHAMMADI, Farshad FARZADFAR, Ana M.

- VICEDO-CABRERA, Joel SCHWARTZ, Sarah B. HENDERSON and Nino KÜNZLI. Short-term associations between daily mortality and ambient particulate matter, nitrogen dioxide, and the air quality index in a Middle Eastern megacity. *Environmental Pollution* [online]. 2019, **254**, 113121. ISSN 18736424. Available at: doi:10.1016/j.envpol.2019.113121
7. ALIZADEH-CHOOBARI, O., A. A. BIDOKHTI, P. GHAFARIAN and M. S. NAJAFI. Temporal and spatial variations of particulate matter and gaseous pollutants in the urban area of Tehran. *Atmospheric Environment* [online]. 2016, **141**, 443–453. ISSN 18732844. Available at: doi:10.1016/j.atmosenv.2016.07.003
 8. SCHRAUFNAGEL, Dean E., John R. BALMES, Clayton T. COWL, Sara DE MATTEIS, Soon Hee JUNG, Kevin MORTIMER, Rogelio PEREZ-PADILLA, Mary B. RICE, Horacio RIOJAS-RODRIGUEZ, Akshay SOOD, George D. THURSTON, Teresa TO, Anessa VANKER and Donald J. WUEBBLES. Air Pollution and Noncommunicable Diseases: A Review by the Forum of International Respiratory Societies' Environmental Committee, Part 1: The Damaging Effects of Air Pollution. *Chest* [online]. 2019, **155**(2), 409–416. ISSN 19313543. Available at: doi:10.1016/j.chest.2018.10.042
 9. WORLD HEALTH ORGANIZATION. *World health statistics 2021: monitoring health for the SDGs, sustainable development goals*. 2021.
 10. HUNEEUS, Nicolas, Hugo DENIER VAN DER GON, Paula CASTESANA, Camilo MENARES, Claire GRANIER, Louise GRANIER, Marcelo ALONSO, Maria DE FATIMA ANDRADE, Laura DAWIDOWSKI, Laura GALLARDO, Dario GOMEZ, Zbigniew KLIMONT, Greet JANSSENS-MAENHOUT, Mauricio OSSES, S. Enrique PULIAFITO, Nestor ROJAS, Odón Sánchez CCOYLLO, Sebastián TOLVETT and Rita Yuri YNOUE. Evaluation of anthropogenic air pollutant emission inventories for South America at national and city scale. *Atmospheric Environment* [online]. 2020, **235**(May). ISSN 18732844. Available at: doi:10.1016/j.atmosenv.2020.117606
 11. HADEED, Steven J., Mary Kay O'ROURKE, Jefferey L. BURGESS, Robin B. HARRIS and Robert A. CANALES. Imputation methods for addressing missing data in short-term monitoring of air pollutants. *Science of the Total Environment*

- [online]. 2020, **730**, 139140. ISSN 18791026. Available at: doi:10.1016/j.scitotenv.2020.139140
12. PEREZ, Patricio, Camilo MENARES and Camilo RAMÍREZ. PM2.5 forecasting in Coyhaique, the most polluted city in the Americas. *Urban Climate* [online]. 2020, **32**(February), 100608. ISSN 22120955. Available at: doi:10.1016/j.uclim.2020.100608
 13. BAUMGARDNER, D., DE FATIMA ANDRADE, M., KLIMONT, Z. , KUYLENSTIERNA, J., CARVALHO, S.M., BORGFORD-PARNELL, N., MAYOL-BRACERO, O.L., MELAMED, M. *Short-lived climate pollutants: Drivers, regional emissions and measurements. In: Integrated Assessment of Short-lived Climate Pollutants in Latin America and the Caribbean: Improving air quality while contributing to climate change mitigation.* 2018. ISBN 9789280735499.
 14. KLIMONT, Zbigniew, Kaarle KUPIAINEN, Chris HEYES, Pallav PUROHIT, Janusz COFALA, Peter RAFAJ, Jens BORKEN-KLEEFELD and Wolfgang SCHÖPP. Global anthropogenic emissions of particulate matter including black carbon. *Atmospheric Chemistry and Physics* [online]. 2017, **17**(14), 8681–8723. ISSN 16807324. Available at: doi:10.5194/acp-17-8681-2017
 15. MA, Jun, Jack C.P. CHENG, Yuexiong DING, Changqing LIN, Feifeng JIANG, Mingzhu WANG and Chong ZHAI. Transfer learning for long-interval consecutive missing values imputation without external features in air pollution time series. *Advanced Engineering Informatics* [online]. 2020, **44**(September 2019), 101092. ISSN 14740346. Available at: doi:10.1016/j.aei.2020.101092
 16. PU, Qiang and Eun Hye YOO. Ground PM2.5 prediction using imputed MAIAC AOD with uncertainty quantification. *Environmental Pollution* [online]. 2021, **274**, 116574. ISSN 18736424. Available at: doi:10.1016/j.envpol.2021.116574
 17. HU, Tingting and Ryuichiro YOSHIE. Effect of atmospheric stability on air pollutant concentration and its generalization for real and idealized urban block models based on field observation data and wind tunnel experiments. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics* [online]. 2020, **207**. ISSN 01676105. Available at: doi:10.1016/j.jweia.2020.104380

18. SCHRAUFNAGEL, Dean E., John R. BALMES, Clayton T. COWL, Sara DE MATTEIS, Soon-Hee JUNG, Kevin MORTIMER, Rogelio PEREZ-PADILLA, Mary B. RICE, Horacio RIOJAS-RODRIGUEZ, Akshay SOOD, George D. THURSTON, Teresa TO, Anessa VANKER and Donald J. WUEBBLES. Air Pollution and Noncommunicable Diseases. *Chest* [online]. 2018, **155**(2), 409–416. ISSN 00123692. Available at: doi:10.1016/j.chest.2018.10.042
19. MCDONALD, K. Air pollution in the urban atmosphere: Sources and consequences. *Metropolitan Sustainability: Understanding and Improving the Urban Environment* [online]. 2012, 231–259. Available at: doi:10.1533/9780857096463.3.231
20. LUO, Ming, Xiangting HOU, Yefu GU, Ngar Cheung LAU and Steve Hung Lam YIM. Trans-boundary air pollution in a city under various atmospheric conditions. *Science of the Total Environment* [online]. 2018, **618**, 132–141. ISSN 18791026. Available at: doi:10.1016/j.scitotenv.2017.11.001
21. LI, Hongli, John TATARKO, Matthew KUCHARSKI and Zhi DONG. PM2.5 and PM10 emissions from agricultural soils by wind erosion. *Aeolian Research* [online]. 2015, **19**, 171–182. ISSN 18759637. Available at: doi:10.1016/j.aeolia.2015.02.003
22. MOROZESK, Mariana, Iara da Costa SOUZA, Marisa Narciso FERNANDES and Daniel Cristian Ferreira SOARES. Airborne particulate matter in an iron mining city: Characterization, cell uptake and cytotoxicity effects of nanoparticles from PM2.5, PM10 and PM20 on human lung cells. *Environmental Advances* [online]. 2021, **6**, 100125. ISSN 26667657. Available at: doi:10.1016/j.envadv.2021.100125
23. SOUZA, Iara da C., Hiulana P. ARRIVABENE, Vinicius C. AZEVEDO, Ian D. DUARTE, Livia D. ROCHA, Silvia T. MATSUMOTO, Anita FRANCO, Michael ELLIOTT, Daniel A. WUNDERLIN, Magdalena v. MONFERRÁN and Marisa N. FERNANDES. Different trophodynamics between two proximate estuaries with differing degrees of pollution. *Science of the Total Environment* [online]. 2021, **770**. ISSN 18791026. Available at: doi:10.1016/j.scitotenv.2020.144651

24. CARN, S. A., V. E. FIOLETOV, C. A. MCLINDEN, C. LI and N. A. KROTKOV. A decade of global volcanic SO₂ emissions measured from space. *Scientific Reports* [online]. 2017, **7**. ISSN 20452322. Available at: doi:10.1038/srep44095
25. KHAROL, S. K., V. FIOLETOV, C. A. MCLINDEN, M. W. SHEPHARD, C. E. SIORIS, C. LI and N. A. KROTKOV. Ceramic industry at Morbi as a large source of SO₂ emissions in India. *Atmospheric Environment* [online]. 2020, **223**. ISSN 18732844. Available at: doi:10.1016/j.atmosenv.2019.117243
26. JACOB, Daniel J. *Heterogeneous chemistry and tropospheric ozone*. 2000.
27. ZYRICHIDOU, I., M. E. KOUKOULI, D. BALIS, K. MARKAKIS, A. POUPKOU, E. KATRAGKOU, I. KIOUTSIUKIS, D. MELAS, K. F. BOERSMA and M. VAN ROOZENDAEL. Identification of surface NO_x emission sources on a regional scale using OMI NO₂. *Atmospheric Environment* [online]. 2015, **101**, 82–93. ISSN 18732844. Available at: doi:10.1016/j.atmosenv.2014.11.023
28. PLATIKANOV, Stefan, Marta TERRADO, María Teresa PAY, Albert SORET and Romà TAULER. Understanding temporal and spatial changes of O₃ or NO₂ concentrations combining multivariate data analysis methods and air quality transport models. *Science of the Total Environment* [online]. 2021. ISSN 18791026. Available at: doi:10.1016/j.scitotenv.2021.150923
29. WORLD HEALTH ORGANIZATION. WORLD HEALTH STATISTICS. *World Health Organization*. 2014, 203.
30. OMS. *Actualización mundial 2005*. 2005.
31. KOZOVITS, Alessandra R. and Mercedes M.C. BUSTAMANTE. Land use change, air pollution and climate change-vegetation response in latin america. *Developments in Environmental Science* [online]. 2013, **13**, 411–427. ISSN 14748177. Available at: doi:10.1016/B978-0-08-098349-3.00019-0
32. CONG LIU, M.S., RENJIE CHEN, PH.D., FRANCESCO SERA, PH.D., ANA M. VICEDO-CABRERA, PH.D., YUMING GUO, PH.D., SHILU TONG, PH.D., MICHELINE S.Z.S. COELHO, PH.D., PAULO H.N. SALDIVA, PH.D., ERIC LAVIGNE, PH.D., Patricia Matus. Ambient Particulate Air Pollution and

Daily Mortality in 652 Cities | Enhanced Reader. *The new england journal of medicine* [online]. 2019, **381**, 705–715. Available at: doi:10.1056/NEJMoa1817364

33. SAMOLI, E., E. AGA, G. TOULOUMI, K. NISIOTIS, B. FORSBERG, A. LEFRANC, J. PEKKANEN, B. WOJTYNIAK, C. SCHINDLER, E. NICLU, R. BRUNSTEIN, M. Dodić FIKFAK, J. SCHWARTZ and K. KATSOUYANNI. Short-term effects of nitrogen dioxide on mortality: An analysis within the APHEA project. *European Respiratory Journal* [online]. 2006, **27**(6), 1129–1137. ISSN 09031936. Available at: doi:10.1183/09031936.06.00143905
34. ZHAO, Chan Na, Zhiwei XU, Guo Cui WU, Yan Mei MAO, Li Na LIU, QIAN-WU, Yi Lin DAN, Sha Sha TAO, Qin ZHANG, Napoleon Bellua SAM, Yin Guang FAN, Yan Feng ZOU, Dong Qing YE and Hai Feng PAN. Emerging role of air pollution in autoimmune diseases. *Autoimmunity Reviews* [online]. 2019, **18**(6), 607–614. ISSN 18730183. Available at: doi:10.1016/j.autrev.2018.12.010
35. GUARNIERI, Michael and John R. BALMES. Outdoor air pollution and asthma. *The Lancet* [online]. 2014, **383**(9928), 1581–1592. ISSN 1474547X. Available at: doi:10.1016/S0140-6736(14)60617-6
36. KIM, Hyo Jeong, Min Gi CHOI, Moo Kyun PARK and Young Rok SEO. Predictive and Prognostic Biomarkers of Respiratory Diseases due to Particulate Matter Exposure. *Journal of Cancer Prevention* [online]. 2017, **22**(1), 6–15. ISSN 2288-3649. Available at: doi:10.15430/jcp.2017.22.1.6
37. AIR, W H O, W H O Western PACIFIC and South-east ASIA. Media centre Ambient (outdoor) air quality and health. 2015, (March), 1–7.
38. ZHOU, Suhong and Rongping LIN. Spatial-temporal heterogeneity of air pollution: The relationship between built environment and on-road PM2.5 at micro scale. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* [online]. 2019, **76**(October), 305–322. ISSN 13619209. Available at: doi:10.1016/j.trd.2019.09.004
39. SHI, Yuan, Xiaolin XIE, Jimmy Chi Hung FUNG and Edward NG. Identifying critical building morphological design factors of street-level air pollution dispersion in high-density built environment using mobile monitoring. *Building*

- and Environment* [online]. 2018, **128**(November 2017), 248–259. ISSN 03601323. Available at: doi:10.1016/j.buildenv.2017.11.043
40. NG, Edward. Policies and technical guidelines for urban planning of high-density cities - air ventilation assessment (AVA) of Hong Kong. *Building and Environment* [online]. 2009, **44**(7), 1478–1488. ISSN 03601323. Available at: doi:10.1016/j.buildenv.2008.06.013
41. LÓPEZ, J. M., M. S. CALLÉN, R. MURILLO, T. GARCÍA, M. V. NAVARRO, M. T. DE LA CRUZ and A. M. MASTRAL. Levels of selected metals in ambient air PM10 in an urban site of Zaragoza (Spain). *Environmental Research* [online]. 2005, **99**(1), 58–67. ISSN 00139351. Available at: doi:10.1016/j.envres.2005.01.007
42. ENYOH, Christian Ebere, Andrew Wirnkor VERLA, Wang QINGYUE, Franklyn Okechukwu OHIAGU, Akhter Hossain CHOWDHURY, Emmanuel Chinedu ENYOH, Tanzin CHOWDHURY, Evelyn Ngozi VERLA and Ugwuezumba Patrick CHINWENDU. An overview of emerging pollutants in air: Method of analysis and potential public health concern from human environmental exposure. *Trends in Environmental Analytical Chemistry* [online]. 2020, **28**, e00107. ISSN 22141588. Available at: doi:10.1016/j.teac.2020.e00107
43. HE, Qingqing, Ming ZHANG, Yimeng SONG and Bo HUANG. Spatiotemporal assessment of PM2.5 concentrations and exposure in China from 2013 to 2017 using satellite-derived data. *Journal of Cleaner Production* [online]. 2021, **286**, 124965. ISSN 09596526. Available at: doi:10.1016/j.jclepro.2020.124965
44. VARGAS FRANCO, Viviana. *Estadística descriptiva para ingeniería ambiental con SPSS*. Primera Ed. 2007. ISBN 978-958-33-9319-3.
45. ROBERTO HERNÁNDEZ SAMPIERI and María del Pilar Baptista Lucio COLLADO, CARLOS FERNÁNDEZ. *Metodología de la Investigación*. Sexta edic. 2014. ISBN 978-1-4562-2396-0.
46. YAO, Youru, Cheng HE, Shiyin LI, Weichun MA, Shu LI, Qi YU, Na MI, Jia YU, Wei WANG, Li YIN and Yong ZHANG. Properties of particulate matter and gaseous pollutants in Shandong, China: Daily fluctuation, influencing factors, and spatiotemporal distribution. *Science of the Total Environment*

- [online]. 2019, **660**, 384–394. ISSN 18791026. Available at: doi:10.1016/j.scitotenv.2019.01.026
47. CHEN, Ziyue, Danlu CHEN, Chuanfeng ZHAO, Mei po KWAN, Jun CAI, Yan ZHUANG, Bo ZHAO, Xiaoyan WANG, Bin CHEN, Jing YANG, Ruiyuan LI, Bin HE, Bingbo GAO, Kaicun WANG and Bing XU. Influence of meteorological conditions on PM_{2.5} concentrations across China: A review of methodology and mechanism. *Environment International* [online]. 2020, **139**. ISSN 18736750. Available at: doi:10.1016/j.envint.2020.105558
 48. MERICO, E., A. DONATEO, A. GAMBARO, D. CESARI, E. GREGORIS, E. BARBARO, A. DINOI, G. GIOVANELLI, S. MASIERI and D. CONTINI. Influence of in-port ships emissions to gaseous atmospheric pollutants and to particulate matter of different sizes in a Mediterranean harbour in Italy. *Atmospheric Environment* [online]. 2016, **139**, 1–10. ISSN 18732844. Available at: doi:10.1016/j.atmosenv.2016.05.024
 49. YIN, Xiufeng, Benjamin DE FOY, Kunpeng WU, Chuan FENG, Shichang KANG and Qianggong ZHANG. Gaseous and particulate pollutants in Lhasa, Tibet during 2013–2017: Spatial variability, temporal variations and implications. *Environmental Pollution* [online]. 2019, **253**, 68–77. ISSN 18736424. Available at: doi:10.1016/j.envpol.2019.06.113
 50. ALIZADEH-CHOOBARI, O., A. A. BIDOKHTI, P. GHAFARIAN and M. S. NAJAFI. Temporal and spatial variations of particulate matter and gaseous pollutants in the urban area of Tehran. *Atmospheric Environment* [online]. 2016, **141**, 443–453. ISSN 18732844. Available at: doi:10.1016/j.atmosenv.2016.07.003
 51. PINEDA ROJAS, Andrea L. and Laura E. VENEGAS. Atmospheric deposition of nitrogen emitted in the Metropolitan Area of Buenos Aires to coastal waters of de la Plata River. *Atmospheric Environment* [online]. 2009, **43**(6), 1339–1348. ISSN 13522310. Available at: doi:10.1016/j.atmosenv.2008.11.038
 52. DE LA CRUZ, Alex Rubén Huamán, Jusber Kevin Huamán DE LA CRUZ, Daniel Alvarez TOLENTINO and Adriana GIODA. Trace element biomonitoring in the Peruvian andes metropolitan region using *Flavoparmelia*

- caperata lichen. *Chemosphere* [online]. 2018, **210**, 849–858. ISSN 18791298. Available at: doi:10.1016/j.chemosphere.2018.07.013
53. SUAREZ, Luis. Chemical characterization of particulate matter at an urban site of Huancayo city , Peru. 2017, **83**(Junio), 187–199.
 54. TASHIRO, Yutaka and Tetsuro TANIYAMA. Atmospheric NO₂ and CO concentration in Lima, Peru. *Environment International* [online]. 2002, **28**(4), 227–233. ISSN 18736750. Available at: doi:10.1016/S0160-4120(02)00018-1
 55. SAGAN, Vasit, Robert PASKEN, Jorge ZARAUZ and Nickolay KROTKOV. SO₂ trajectories in a complex terrain environment using CALPUFF dispersion model, OMI and MODIS data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* [online]. 2018, **69**(December 2017), 99–109. ISSN 1872826X. Available at: doi:10.1016/j.jag.2018.03.003
 56. ROMERO, Yovitza, César DIAZ, Ian MELDRUM, Ricardo ARIAS VELASQUEZ and Julien NOEL. Temporal and spatial analysis of traffic – Related pollutant under the influence of the seasonality and meteorological variables over an urban city in Peru. *Heliyon* [online]. 2020, **6**(6). ISSN 24058440. Available at: doi:10.1016/j.heliyon.2020.e04029
 57. CARN, S. A., A. J. KRUEGER, N. A. KROTKOV, K. YANG and P. F. LEVELT. Sulfur dioxide emissions from Peruvian copper smelters detected by the ozone monitoring instrument. *Geophysical Research Letters* [online]. 2007, **34**(9). ISSN 00948276. Available at: doi:10.1029/2006GL029020
 58. BALBIN DIAZ, Doris. *Agua, minería y contaminación*. Primera Ed. 1995.
 59. EPA, U.S. Environmental Protection Agency. *Documentación NTP 607 : Guías de calidad de aire interior : contaminantes químicos Introducción*. 2001.
 60. YANG, Wei and Stanley T. OMAYE. Air pollutants, oxidative stress and human health. *Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis* [online]. 2009, **674**(1–2), 45–54. ISSN 13835718. Available at: doi:10.1016/j.mrgentox.2008.10.005
 61. BALMES, John R. Household air pollution from domestic combustion of solid fuels and health. *Journal of Allergy and Clinical Immunology* [online]. 2019,

- 143**(6), 1979–1987. ISSN 10976825. Available at: doi:10.1016/j.jaci.2019.04.016
62. STANISLAV, J. F. *Atmospheric pollution*. [online]. 3rd ed. B.m.: Elsevier Inc., 1982. ISBN 0250404893. Available at: doi:10.1016/B978-0-12-814719-1.00017-3
63. ORGANIZACION MUNDIAL DE LA SALUD (OMS). *Calidad del aire y salud* [online]. 2018 [accessed. 2021-03-04]. Available at: [https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
64. SKARLIS, Stavros A., André NICOLLE, David BERTHOUT, Christophe DUJARDIN, Pascal GRANGER, Ibukun OLUWOYE, Bogdan Z. DLUGOGORSKI, Jeff GORE, Hans C. OSKIERSKI and Mohammednoor ALTARAWNEH. Combined experimental and kinetic modeling approaches of ammonium nitrate thermal decomposition. *Thermochimica Acta* [online]. 2017, **584**, 58–66. ISSN 18732844. Available at: doi:10.1016/j.tca.2014.04.004
65. DE VRIES, Wim. Impacts of nitrogen emissions on ecosystems and human health: A mini review. *Current Opinion in Environmental Science and Health* [online]. 2021, **21**(x), 100249. ISSN 24685844. Available at: doi:10.1016/j.coesh.2021.100249
66. BREEZE, Paul. Combustion Plant Emissions. *Electricity Generation and the Environment* [online]. 2017, 33–47. Available at: doi:10.1016/b978-0-08-101044-0.00004-4
67. IPCC. *Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation* [online]. Cambridge. B.m.: Cambridge, UK, and New York, NY, USA, 2012. ISBN 9781107607804. Available at: doi:10.1017/cbo9781139177245
68. LEE, Chulkyu, Andreas RICHTER, Hanlim LEE, Young J. KIM, John P. BURROWS, Young G. LEE and Byeong C. CHOI. Impact of transport of sulfur dioxide from the Asian continent on the air quality over Korea during May 2005. *Atmospheric Environment* [online]. 2008, **42**(7), 1461–1475. ISSN 13522310. Available at: doi:10.1016/j.atmosenv.2007.11.006

69. OLUWOYE, Ibukun, Bogdan Z. DLUGOGORSKI, Jeff GORE, Hans C. OSKIERSKI and Mohammednoor ALTARAWNEH. Atmospheric emission of NO_x from mining explosives: A critical review. *Atmospheric Environment* [online]. 2017, **167**, 81–96. ISSN 18732844. Available at: doi:10.1016/j.atmosenv.2017.08.006
70. YAMADA, Takeshi, Yoshihide UMEBAYASHI, Maiko KAWASHIMA, Yuma SUGIURA, Takashi KIKUCHI and Reiko TANAKA. Determination of the chemical structures of tandyukisins B-D, isolated from a marine sponge-derived fungus. *Marine Drugs* [online]. 2015, **13**(5), 3231–3240. ISSN 16603397. Available at: doi:10.3390/md13053231
71. GAO, Meng, Gufran BEIG, Shaojie SONG, Hongliang ZHANG, Jianlin HU, Qi YING, Fengchao LIANG, Yang LIU, Haikun WANG, Xiao LU, Tong ZHU, Gregory R. CARMICHAEL, Chris P. NIELSEN and Michael B. MCELROY. The impact of power generation emissions on ambient PM_{2.5} pollution and human health in China and India. *Environment International* [online]. 2018, **121**(September), 250–259. ISSN 18736750. Available at: doi:10.1016/j.envint.2018.09.015
72. BOYLES, Abee L., Robyn B. BLAIN, Johanna R. ROCHESTER, Raghavendhran AVANASI, Susan B. GOLDHABER, Sofie MCCOMB, Stephanie D. HOLMGREN, Scott A. MASTEN and Kristina A. THAYER. Systematic review of community health impacts of mountaintop removal mining. *Environment International* [online]. 2017, **107**(July), 163–172. ISSN 18736750. Available at: doi:10.1016/j.envint.2017.07.002
73. DIETLER, Dominik, Georg LOSS, Andrea FARNHAM, Kees DE HOOGH, Günther FINK, Jürg UTZINGER and Mirko S. WINKLER. Housing conditions and respiratory health in children in mining communities: An analysis of data from 27 countries in sub-Saharan Africa. *Environmental Impact Assessment Review* [online]. 2021, **89**(April), 106591. ISSN 01959255. Available at: doi:10.1016/j.eiar.2021.106591
74. ZHANG, Jie, Xinbiao XIAO, Xiaozhen SHENG, Dan YAO and Ruiqian WANG. An acoustic design procedure for controlling interior noise of high-

- speed trains [online]. 2020, **168**, 107419. ISSN 1872910X. Available at: doi:10.1016/j.apacoust.2020.107419
75. GUO, Jian Xin, Yuan ZENG, Kaiwei ZHU and Xianchun TAN. Vehicle mix evaluation in Beijing's passenger-car sector: From air pollution control perspective. *Science of the Total Environment* [online]. 2021, **785**, 147264. ISSN 18791026. Available at: doi:10.1016/j.scitotenv.2021.147264
76. WU, Yunchao, Jingping ZHANG, Zhixin NI, Songlin LIU, Zhijian JIANG and Xiaoping HUANG. Atmospheric deposition of trace elements to Daya Bay, South China Sea: Fluxes and sources. *Marine Pollution Bulletin* [online]. 2018, **127**(November 2017), 672–683. ISSN 18793363. Available at: doi:10.1016/j.marpolbul.2017.12.046
77. RAWAT, Bakhat, Qiangong ZHANG, Chhatra Mani SHARMA, Lekhendra TRIPATHEE, Aastha PANDEY, Kshitiz KANDEL, Xuejun SUN, Mingyue LI, Shengnan LI and Shichang KANG. Glacial record of trace metal pollution over the Central Himalayas and its surroundings: Distribution, variation, and anthropogenic signals. *Atmospheric Research* [online]. 2021, **251**(June 2020), 105428. ISSN 01698095. Available at: doi:10.1016/j.atmosres.2020.105428
78. SRIVASTAVA, Arun. COVID-19 and air pollution and meteorology-an intricate relationship: A review. *Chemosphere* [online]. 2021, **263**, 128297. ISSN 18791298. Available at: doi:10.1016/j.chemosphere.2020.128297
79. ROMANO, Salvatore, Maria Rita PERRONE, Giulia PAVESE, Francesco ESPOSITO and Mariarosaria CALVELLO. Optical properties of PM_{2.5} particles: Results from a monitoring campaign in southeastern Italy. *Atmospheric Environment* [online]. 2019, **203**(June 2018), 35–47. ISSN 18732844. Available at: doi:10.1016/j.atmosenv.2019.01.037
80. ARGHAVANI, Somayeh, Hossein MALAKOOTI and Abbasali Aliakbari BIDOKHTI. Numerical evaluation of urban green space scenarios effects on gaseous air pollutants in Tehran Metropolis based on WRF-Chem model. *Atmospheric Environment* [online]. 2019, **214**, 116832. ISSN 18732844. Available at: doi:10.1016/j.atmosenv.2019.116832
81. BRODNY, Jarosław and Magdalena TUTAK. Analysis of the diversity in emissions of selected gaseous and particulate pollutants in the European Union

- countries. *Journal of Environmental Management* [online]. 2019, **231**(October 2018), 582–595. ISSN 10958630. Available at: doi:10.1016/j.jenvman.2018.10.045
82. POULOPOULOS, S.G. *Chapter 2 – Atmospheric Environment* [online]. B.m.: Elsevier B.V., 2016. ISBN 9780444627339. Available at: doi:10.1016/B978-0-444-62733-9.00002-2
83. HANSEN, Karin, Anne THIMONIER, Nicholas CLARKE, Jeroen STAELENS, Daniel ŽLINDRA, Peter WALDNER and Aldo MARCHETTO. *Atmospheric deposition to forest ecosystems* [online]. B.m.: © 2013 Elsevier Ltd. All rights reserved., 2013. ISBN 9780080982229. Available at: doi:10.1016/B978-0-08-098222-9.00018-2
84. SPEIGHT, James G. *Sources and Types of Organic Pollutants* [online]. 2017. ISBN 9780128044926. Available at: doi:10.1016/b978-0-12-804492-6.00004-6
85. BARNETT, Adrian G. and Luke D. KNIBBS. Higher fuel prices are associated with lower air pollution levels. *Environment International* [online]. 2014, **66**, 88–91. ISSN 18736750. Available at: doi:10.1016/j.envint.2014.01.029
86. ARIAS-GÓMEZ, Jesús, Miguel Ángel VILLASÍS-KEEVER and María Guadalupe MIRANDA-NOVALES. El protocolo de investigación III: la población de estudio. *Revista Alergia México* [online]. 2016, **63**(2), 201. ISSN 0002-5151. Available at: doi:10.29262/ram.v63i2.181
87. REBECA LANDEAU. *Elaboración de trabajos de investigación* [online]. 2007 [accessed. 2021-03-04]. Available at: https://books.google.com.pe/books?id=M_N1CzTB2D4C&printsec=frontcover&hl=es#v=onepage&q&f=false
88. OTZEN, Tamara and Carlos MANTEROLA. Técnicas de Muestreo sobre una Población a Estudio. *International Journal of Morphology* [online]. 2017, **35**(1), 227–232. ISSN 07179502. Available at: doi:10.4067/S0717-95022017000100037
89. CRUZ, Lícia P.S., Daniela F. SANTOS, Ivanice F. DOS SANTOS, Ícaro V.S. GOMES, Akácia V.S. SANTOS and Keliane S.P.P. SOUZA. Exploratory analysis of the atmospheric levels of BTEX, criteria air pollutants and

- meteorological parameters in a tropical urban area in Northeastern Brazil. *Microchemical Journal* [online]. 2020, **152**(June 2019), 104265. ISSN 0026265X. Available at: doi:10.1016/j.microc.2019.104265
90. MINAM. *Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Aire y establecen Disposiciones Complementarias* [online]. 2017 [accessed. 2021-12-06]. Available at: <https://sinia.minam.gob.pe/normas/aprueban-estandares-calidad-ambiental-eca-aire-establecen-disposiciones>
91. *Standards - Air Quality - Environment - European Commission* [online]. [accessed. 2021-12-06]. Available at: <https://ec.europa.eu/environment/air/quality/standards.htm>
92. *NAAQS Table / US EPA* [online]. [accessed. 2021-12-06]. Available at: <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-table>
93. *World Health Organization: Air quality guidelines:...* - Google Académico [online]. [accessed. 2021-12-06]. Available at: https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Air%20Quality%20Guidelines.%20Global%20Update%202005.%20Particulate%20Matter%2C%20Ozone%2C%20Nitrogen%20Dioxide%20and%20Sulfur%20Dioxide&publication_year=2005&author=WHO
94. LIN, Ying, Xiuyun YANG, Yanan LI and Shunbo YAO. The effect of forest on PM_{2.5} concentrations: A spatial panel approach. *Forest Policy and Economics* [online]. 2020, **118**. ISSN 13899341. Available at: doi:10.1016/j.forpol.2020.102261
95. LI, Kongming, Chunlin LI, Miao LIU, Yuanman HU, Hao WANG and Wen WU. Multiscale analysis of the effects of urban green infrastructure landscape patterns on PM_{2.5} concentrations in an area of rapid urbanization. *Journal of Cleaner Production* [online]. 2021, **325**. ISSN 09596526. Available at: doi:10.1016/j.jclepro.2021.129324
96. BARZEGHAR, Vahideh, Parvin SARBAKSHI, Mohammad Sadegh HASSANVAND, Sasan FARIDI and Akbar GHOLAMPOUR. Long-term trend of ambient air PM₁₀, PM_{2.5}, and O₃ and their health effects in Tabriz city, Iran, during 2006–2017. *Sustainable Cities and Society* [online]. 2020, **54**. ISSN 22106707. Available at: doi:10.1016/j.scs.2019.101988

97. MUNIR, Said, Turki M. HABEEBULLAH, Atef M.F. MOHAMMED, Essam A. MORSY, Mohammad REHAN and Kawsar ALI. Analysing PM_{2.5} and its association with PM₁₀ and meteorology in the arid climate of Makkah, Saudi Arabia. *Aerosol and Air Quality Research* [online]. 2017, **17**(2), 453–464. ISSN 20711409. Available at: doi:10.4209/aaqr.2016.03.0117
98. LI, Bo, Xiao fei SHI, Yu ping LIU, Lu LU, Guo liang WANG, Samit THAPA, Xia zhong SUN, Dong lei FU, Kun WANG and Hong QI. Long-term characteristics of criteria air pollutants in megacities of Harbin-Changchun megalopolis, Northeast China: Spatiotemporal variations, source analysis, and meteorological effects. *Environmental Pollution* [online]. 2020, **267**. ISSN 18736424. Available at: doi:10.1016/j.envpol.2020.115441
99. RYU, Jeongeun, Jeong Jae KIM, Hyeokjun BYEON, Taesik GO and Sang Joon LEE. Removal of fine particulate matter (PM_{2.5}) via atmospheric humidity caused by evapotranspiration. *Environmental Pollution* [online]. 2019, **245**, 253–259. ISSN 18736424. Available at: doi:10.1016/j.envpol.2018.11.004
100. CHENG, Xian, Liding CHEN, Ranhao SUN and Peiru KONG. Land use changes and socio-economic development strongly deteriorate river ecosystem health in one of the largest basins in China. *Science of the Total Environment* [online]. 2018, **616–617**, 376–385. ISSN 18791026. Available at: doi:10.1016/j.scitotenv.2017.10.316
101. LUO, Xiaosan, Haijian BING, Zhuaxi LUO, Yujun WANG and Ling JIN. Impacts of atmospheric particulate matter pollution on environmental biogeochemistry of trace metals in soil-plant system: A review. *Environmental Pollution* [online]. 2019, **255**, 113138. ISSN 18736424. Available at: doi:10.1016/j.envpol.2019.113138
102. TIAN, Hao, Yongquan ZHAO, Ming LUO, Qingqing HE, Yu HAN and Zhaoliang ZENG. Estimating PM_{2.5} from multisource data: A comparison of different machine learning models in the Pearl River Delta of China. *Urban Climate* [online]. 2021, **35**. ISSN 22120955. Available at: doi:10.1016/j.uclim.2020.100740
103. HU, Mengmeng, Yafei WANG, Shuang WANG, Mengyu JIAO, Guohe HUANG and Beicheng XIA. Spatial-temporal heterogeneity of air pollution and

its relationship with meteorological factors in the Pearl River Delta, China. *Atmospheric Environment* [online]. 2021, **254**. ISSN 18732844. Available at: doi:10.1016/j.atmosenv.2021.118415

104. DALLAROSA, Juliana, Elba CALESSO TEIXEIRA, Lindolfo MEIRA and Flavio WIEGAND. Study of the chemical elements and polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric particles of PM10 and PM2.5 in the urban and rural areas of South Brazil. *Atmospheric Research* [online]. 2008, **89**(1–2), 76–92. ISSN 01698095. Available at: doi:10.1016/j.atmosres.2007.12.004
105. JORDANOVA, Neli, Diana JORDANOVA, Emilia TCHERKEZOVA, Bozhurka GEORGIEVA and Daniel ISHLYAMSKI. Advanced mineral magnetic and geochemical investigations of road dusts for assessment of pollution in urban areas near the largest copper smelter in SE Europe. *Science of The Total Environment* [online]. 2021, **792**, 148402. ISSN 00489697. Available at: doi:10.1016/j.scitotenv.2021.148402
106. FRY, Kara L., Cassandra Anne WHEELER, Max M. GILLINGS, A. Russell FLEGAL and Mark Patrick TAYLOR. Anthropogenic contamination of residential environments from smelter As, Cu and Pb emissions: Implications for human health. *Environmental Pollution* [online]. 2020, **262**, 114235. ISSN 18736424. Available at: doi:10.1016/j.envpol.2020.114235
107. LI, Peizhong, Chunye LIN, Hongguang CHENG, Xiaoli DUAN and Kai LEI. Contamination and health risks of soil heavy metals around a lead/zinc smelter in southwestern China. *Ecotoxicology and Environmental Safety* [online]. 2015, **113**, 391–399. ISSN 10902414. Available at: doi:10.1016/j.ecoenv.2014.12.025
108. TOLIS, Evangelos I., Dikaia E. SARAGA, Magdalini K. LYTRA, Anastasia Ch PAPATHANASIOU, Panteleimon N. BOUGAIDIS, Orestis E. PREKAS-PATRONAKIS, Ioannis I. IOANNIDIS and John G. BARTZIS. Concentration and chemical composition of PM2.5 for a one-year period at Thessaloniki, Greece: A comparison between city and port area. *Atmospheric Environment* [online]. 2015, **113**, 197–207. ISSN 18732844. Available at: doi:10.1016/j.atmosenv.2015.05.014
109. VIANA, Mar, Pieter HAMMINGH, Augustin COLETTE, Xavier QUEROL, Bart DEGRAEUWE, Ina de VLIJGER and John VAN AARDENNE. Impact of

- maritime transport emissions on coastal air quality in Europe. *Atmospheric Environment* [online]. 2014, **90**, 96–105. ISSN 18732844. Available at: doi:10.1016/j.atmosenv.2014.03.046
110. ZHU, Chunyang, Arkadiusz PRZYBYSZ, Yiru CHEN, Huijuan GUO, Yuyang CHEN and Yuanzi ZENG. Effect of spatial heterogeneity of plant communities on air PM10 and PM2.5 in an urban forest park in Wuhan, China. *Urban Forestry and Urban Greening* [online]. 2019, **46**. ISSN 16108167. Available at: doi:10.1016/j.ufug.2019.126487
111. PYRGOU, A, P HADJINICOLAOU, M Santamouris - Scientific REPORTS and undefined 2018. Enhanced near-surface ozone under heatwave conditions in a Mediterranean island. *nature.com* [online]. no date [accessed. 2021-12-06]. Available at: <https://www.nature.com/articles/s41598-018-27590-z>
112. TONG, Lei, Huiling ZHANG, Jie YU, Mengmeng HE, Nengbin XU, Jingjing ZHANG, Feizhong QIAN, Jiayong FENG and Hang XIAO. Characteristics of surface ozone and nitrogen oxides at urban, suburban and rural sites in Ningbo, China. *Atmospheric Research* [online]. 2017, **187**, 57–68. ISSN 01698095. Available at: doi:10.1016/j.atmosres.2016.12.006
113. CHAMBERS, Scott D., Ki Hyun KIM, Eilhann E. KWON, Richard J.C. BROWN, Alan D. GRIFFITHS and Jagoda CRAWFORD. Statistical analysis of Seoul air quality to assess the efficacy of emission abatement strategies since 1987. *Science of the Total Environment* [online]. 2017, **580**, 105–116. ISSN 18791026. Available at: doi:10.1016/j.scitotenv.2016.09.151
114. JAÉN, Clara, Mireia UDINA and Joan BECH. Analysis of two heat wave driven ozone episodes in Barcelona and surrounding region: Meteorological and photochemical modeling. *Atmospheric Environment* [online]. 2021, **246**. ISSN 18732844. Available at: doi:10.1016/j.atmosenv.2020.118037
115. PUSEDE, Sally E., Allison L. STEINER and Ronald C. COHEN. Temperature and Recent Trends in the Chemistry of Continental Surface Ozone. *Chemical Reviews* [online]. 2015, **115**(10), 3898–3918 [accessed. 2021-12-08]. ISSN 15206890. Available at: doi:10.1021/CR5006815
116. HU, Mengmeng, Yafei WANG, Shuang WANG, Mengyu JIAO, Guohe HUANG and Beicheng XIA. Spatial-temporal heterogeneity of air pollution and

its relationship with meteorological factors in the Pearl River Delta, China. *Atmospheric Environment* [online]. 2021, **254**. ISSN 18732844. Available at: doi:10.1016/j.atmosenv.2021.118415

117. CLEARY, Patricia A., Angela DICKENS, Molly MCILQUHAM, Mario SANCHEZ, Kyle GEIB, Caitlin HEDBERG, Joe HUPY, Matt W. WATSON, Marta FUOCO, Erik R. OLSON, R. Bradley PIERCE, Charles STANIER, Russell LONG, Lukas VALIN, Stephen CONLEY and Mackenzie SMITH. Impacts of lake breeze meteorology on ozone gradient observations along Lake Michigan shorelines in Wisconsin. *Atmospheric Environment* [online]. 2022, **269**, 118834. ISSN 13522310. Available at: doi:10.1016/j.atmosenv.2021.118834
118. CLEARY, Patricia A., Angela DICKENS, Molly MCILQUHAM, Mario SANCHEZ, Kyle GEIB, Caitlin HEDBERG, Joe HUPY, Matt W. WATSON, Marta FUOCO, Erik R. OLSON, R. Bradley PIERCE, Charles STANIER, Russell LONG, Lukas VALIN, Stephen CONLEY and Mackenzie SMITH. Impacts of lake breeze meteorology on ozone gradient observations along Lake Michigan shorelines in Wisconsin. *Atmospheric Environment* [online]. 2022, **269**, 118834. ISSN 13522310. Available at: doi:10.1016/j.atmosenv.2021.118834
119. SILVA, José S., Jhojan P. ROJAS, Magdalena NORABUENA and Rodrigo J. SEGUEL. Ozone and volatile organic compounds in the metropolitan area of Lima-Callao, Peru. *Air Quality, Atmosphere and Health* [online]. 2018, **11**(8), 993–1008. ISSN 18739326. Available at: doi:10.1007/s11869-018-0604-2
120. LIU, Wenjun, Xiang HE, Shufeng PANG and Yunhong ZHANG. Effect of relative humidity on O₃ and NO₂ oxidation of SO₂ on α -Al₂O₃ particles. *Atmospheric Environment* [online]. 2017, **167**, 245–253. ISSN 18732844. Available at: doi:10.1016/j.atmosenv.2017.08.028
121. GAO, Wei, Xuexi TIE, Jianming XU, Rujin HUANG, Xiaoqing MAO, Guangqiang ZHOU and Luyu CHANG. Long-term trend of O₃ in a mega City (Shanghai), China: Characteristics, causes, and interactions with precursors. *Science of the Total Environment* [online]. 2017, **603–604**, 425–433. ISSN 18791026. Available at: doi:10.1016/j.scitotenv.2017.06.099

122. BARZEGHAR, Vahideh, Parvin SARBAKHS, Mohammad Sadegh HASSANVAND, Sasan FARIDI and Akbar GHOLAMPOUR. Long-term trend of ambient air PM₁₀, PM_{2.5}, and O₃ and their health effects in Tabriz city, Iran, during 2006–2017. *Sustainable Cities and Society* [online]. 2020, **54**. ISSN 22106707. Available at: doi:10.1016/j.scs.2019.101988
123. LI, Rui, Lulu CUI, Jianhong LIANG, Yilong ZHAO, Ziyu ZHANG and Hongbo FU. Estimating historical SO₂ level across the whole China during 1973–2014 using random forest model. *Chemosphere* [online]. 2020, **247**. ISSN 18791298. Available at: doi:10.1016/j.chemosphere.2020.125839
124. YANG, Xue, Shaojian WANG, Wenzhong ZHANG, Dongsheng ZHAN and Jiaming LI. The impact of anthropogenic emissions and meteorological conditions on the spatial variation of ambient SO₂ concentrations: A panel study of 113 Chinese cities. *Science of the Total Environment* [online]. 2017, **584–585**, 318–328. ISSN 18791026. Available at: doi:10.1016/j.scitotenv.2016.12.145
125. ADAME, J. A., L. LOPE, M. SORRIBAS, A. NOTARIO and M. YELA. SO₂ measurements in a clean coastal environment of the southwestern Europe: Sources, transport and influence in the formation of secondary aerosols. *Science of the Total Environment* [online]. 2020, **716**. ISSN 18791026. Available at: doi:10.1016/j.scitotenv.2020.137075
126. ZENG, Bo, Wenhao ZHOU and Meng ZHOU. Forecasting the concentration of sulfur dioxide in Beijing using a novel grey interval model with oscillation sequence. *Journal of Cleaner Production* [online]. 2021, **311**(May), 127500. ISSN 09596526. Available at: doi:10.1016/j.jclepro.2021.127500
127. XUE, Dan and Jingyuan YIN. Meteorological influence on predicting surface SO₂ concentration from satellite remote sensing in Shanghai, China. *Environmental Monitoring and Assessment* [online]. 2014, **186**(5), 2895–2906 [accessed. 2021-12-07]. ISSN 15732959. Available at: doi:10.1007/S10661-013-3588-2
128. ZHAO, Yan, Yongchun LIU, Jinzhu MA, Qingxin MA and Hong HE. Heterogeneous reaction of SO₂ with soot: The roles of relative humidity and surface composition of soot in surface sulfate formation. *Atmospheric*

Environment [online]. 2017, **152**, 465–476. ISSN 18732844. Available at: doi:10.1016/j.atmosenv.2017.01.005

129. BERA, Biswajit, Sumana BHATTACHARJEE, Nairita SENGUPTA and Soumik SAHA. Variation and dispersal of PM10 and PM2.5 during COVID-19 lockdown over Kolkata metropolitan city, India investigated through HYSPLIT model. *Geoscience Frontiers* [online]. 2022, **13**(1). ISSN 16749871. Available at: doi:10.1016/j.gsf.2021.101291

ANEXOS

ANEXO 1. Ficha de colecta de datos de material particulado, gases y variables meteorológicas.

	<h1 style="margin: 0;">Reporte Horario</h1> <h2 style="margin: 0;">Calidad Aire</h2>	AirMetR Código: P 1. Versión: 8 Fecha: Página: Archivo: templateMes.x Isx
Preparado por:	Aprobado por:	

Día / Hora	1:00	2:00	3:00	4:00	5:00	6:00	7:00	8:00	9:00	10:00	11:00	12:00	13:00	14:00	15:00	16:00	17:00	18:00	19:00	20:00	21:00	22:00	23:00	0:00	Max .	Hor a	Mi n.	Hor a	Medi a						
1	0.72	0.19	1.15	0.34	0.88	1.13	1.21	1.60	2.80	1.70	0.92	2.95	0.38	0.24	0.33	2.10	3.43	4.10	1.41	0.34	1.01	3.22	3.55	5.81	5.8	24	0.2	2	1.7						
2	1.22	0.62	2.55	1.19	1.54	1.63	4.35	1.34	1.31	0.70	1.40	0.96	1.21	0.43	0.48	1.35	1.90	0.27	0.23	0.40	0.35	0.45	0.29	2.25	4.4	7	0.2	19	1.2						
3													### #	6.59	1.03	0.12	0.10	-	-	-	-	-	-	0.02	0.19	0.28	0.30	0.06	0.12	0.0	110.6	13	-0.3	21	9.8
4	### #		### #	### #	### #		21.95	4.69	4.20	0.93	0.85	0.52	0.63	1.82	2.06	2.78	0.95	1.41	0.28	1.02	5.06	9.50	0.33	0.71	151.3	1	0.3	19	25.5						
5	-	0.01	0.37	0.17	0.15	0.12	1.91	8.67	4.19	0.98	1.10	1.90	0.05	0.36	0.53	1.18	0.62	0.64	0.65	0.36	1.15	0.71	1.15	1.93	8.7	8	0.0	1	1.3						
6	2.63	1.09	2.10	0.35	0.51	0.25	1.06	2.22	6.45	3.70	4.88	3.07	0.87	0.75	1.36	1.65	3.22	1.34	2.02	1.89	1.87	9.91	7.35	6.84	9.9	22	0.3	6	2.8						
7	7.71	16.10	7.31	4.08	1.50	0.06	3.45	17.08	5.17	3.02	1.28	1.47	1.36	1.38	1.87	0.82	1.16	2.62	1.35	2.07	1.78	1.60	5.44	5.63	17.1	8	0.1	6	4.0						
8	13.50	6.73	2.03	0.31	0.93	2.41	4.37	2.28	2.56	1.27	1.49	1.23	0.22	0.74	1.21	2.10	0.78	0.29	0.26	0.65	1.29	1.12	3.20	1.02	13.5	1	0.2	13	2.2						

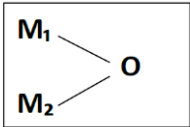
9	0.51	0.64	0.80	0.54	0.67	1.45	1.46	2.00	3.77	1.88	1.34	1.54	0.80	1.07	1.06	0.59	0.33	0.63	1.49	0.64	1.41	0.62	0.76	0.32	3.8	9	0.3	24	1.1	
10	0.48	0.47	0.41	0.63	1.21	0.64	2.53	3.73	1.76	1.02	1.87	1.97	1.16	1.43	0.57	0.92	0.70	0.42	0.31	0.69	0.36	0.32	0.52	0.40	3.7	8	0.3	19	1.0	
11	0.51	0.76	0.50	0.51	0.57	0.97	3.04	1.08	1.61	0.88	0.51	0.42	0.52	0.37	0.59	0.48	0.42	0.41	0.48	0.39	0.64	1.17	0.60	2.90	3.0	7	0.4	14	0.8	
12	5.78	1.34	2.80	5.36	1.99	5.11	2.50	3.71	2.20	1.61	0.91	1.59	1.66	1.61	3.20	1.10	1.11	0.68	0.41	1.34	1.79	2.82	5.47	2.33	5.8	1	0.4	19	2.4	
13	0.83	1.23	1.72	0.85	5.97	2.47	2.56	4.98	2.83	2.14	1.19	0.60	0.50	0.69	0.55	0.61	0.59	0.85	0.50	0.50	0.56	0.61	0.92	2.85	6.0	5	0.5	13	1.5	
14	1.90	0.84	0.95	2.35	0.72	0.68	4.08	4.73	0.67	0.74	0.68	0.80	0.86	0.70	0.71	0.94	2.40								4.7	8	0.7	9	1.5	
15																									0.0					
16																									0.0					
26																									0.0					
27																									0.0					
28																									0.0					
29																									0.0					
30																									0.0					
31																									0.0					
Max	151.3	16.1	122.5	110.1	117.7	5.1	22.0	17.1	6.5	3.7	4.9	3.1	110.6	6.6	3.2	2.8	3.4	4.1	2.0	2.1	5.1	9.9	7.4	6.8	MEDIA MENSUAL				4.06	
Min	0.0	0.2	0.2	0.3	0.2	0.1	1.1	1.1	0.7	0.7	0.5	0.4	0.1	0.2	0.3	0.1	0.1	0.0	-0.2	-0.3	-0.3	-0.1	-0.1	0.0						
Mediana	14.4	2.5	11.2	10.6	10.3	1.4	4.2	4.5	3.0	1.6	1.4	1.5	8.6	1.3	1.1	1.2	1.3	1.0	0.7	0.8	1.3	2.5	2.3	2.5						

Data no válida

 Sin data

ANEXO 2. Matriz de consistencia de la tesis “RELACIÓN DE LAS VARIABLES METEOROLÓGICAS EN LA DISPERSIÓN ESPACIO TEMPORAL DE LOS CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS (PM_{2.5}, PM₁₀, SO₂, NO₂, O₃) DEL DISTRITO DE PACOCHA, MOQUEGUA, 2019 – 2020.

PROBLEMA GENERAL	OBJETIVO GENERAL	HIPOTESIS GENERAL	VARIABLE DE ESTUDIO	TIPO DE INVESTIGACIÓN	POBLACIÓN
<ul style="list-style-type: none"> ¿Cuál es la relación de las variables meteorológicas en la dispersión espacio temporal de los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, O₃) del distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 - 2020? 	<ul style="list-style-type: none"> Determinar la relación de las variables meteorológicas en la dispersión espacio temporal de los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) del distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 - 2020. 	<ul style="list-style-type: none"> H0= Existe relación de las variables meteorológicas en la dispersión espacio temporal de los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) en el distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 – 2020. H1= No existe relación de las variables meteorológicas en la dispersión espacio temporal de los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃) en el distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 – 2020. 	<p>Variable 1 = Variables meteorológicas</p> <ul style="list-style-type: none"> Temperatura, Humedad relativa, Velocidad y dirección del viento. <p>Variable 2. (Concentración de los contaminantes atmosféricos)</p> <ul style="list-style-type: none"> PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃ 	<ul style="list-style-type: none"> El tipo de investigación se puede caracterizar de la siguiente manera: observacional, retrospectivo, longitudinal, comparativo. Diseño de la investigación <p>El diseño de la investigación es del tipo correlacional, debido a que las variables no se manipularán intencionalmente para la determinación de la relación de la concentración de los contaminantes atmosféricos y los datos meteorológicos.</p>	<p>La población está constituida por el total de estaciones meteorológicas y de monitoreo calidad de aire presentes en la provincia de Ilo, correspondientes a las diferentes instituciones del estado como: SENAMHI, OEFA, UNAM – Moquegua.</p> <hr/> <p>MUESTRA</p> <p>El tipo de muestreo corresponde al no probabilístico por conveniencia según criterio del investigador (74). Para tal caso se ha tomado como criterio el protocolo Nacional de Monitoreo de Calidad de aire aprobado bajo Decreto Supremo N° 010-2019-MINAM, el cual señala el número mínimo de estaciones de monitoreo de acuerdo a la población aledaña.</p>
<p>PROBLEMAS SECUNDARIOS</p> <ul style="list-style-type: none"> ¿Cuál es la concentración de PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃ en el aire del distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 - 2021? ¿Cuáles son las características meteorológicas (temperatura, humedad relativa, velocidad y dirección del viento) que presenta la atmosfera del distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 - 2020? ¿Cuál es la relación de los contaminantes atmosféricos 	<p>OBJETIVO ESPECIFICO</p> <ul style="list-style-type: none"> Determinar la concentración de PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, y O₃ en el aire del distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 - 2020. Determinar las características meteorológicas (temperatura, precipitación, humedad relativa, velocidad y dirección del viento) que presenta la atmosfera del distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 - 2020. Determinar la relación de los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, 				

<p>(PM10, PM2.5, SO2, NO2, y O3) con las variables meteorológicas en el aire del distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 - 2020?</p>	<p>PM2.5, SO2, NO2, y O3) y las variables meteorológicas del distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 - 2020.</p> <ul style="list-style-type: none"> Analizar los conglomerados de las trayectorias de retorno de HYSPLIT que llegan cada hora a 10 m de altura al distrito de Pacocha, Moquegua, 2019 – 2020. 			 <p>M = Muestra. O₁ = Variable 1 (variables meteorológicas) O₂ = Variable 2. (Concentración de los contaminantes atmosféricos) r = Relación de las variables de estudio.</p>	<p>Para el caso de la provincia de Ilo, en el último censo del año 2017 registra una población de 66118 habitantes, según el Instituto Nacional de Estadística e Informática por lo que le corresponde tener (01) una estación como mínimo.</p>
--	--	--	--	--	---

ANEXO 3. Procesamiento de datos en programa RStudio.

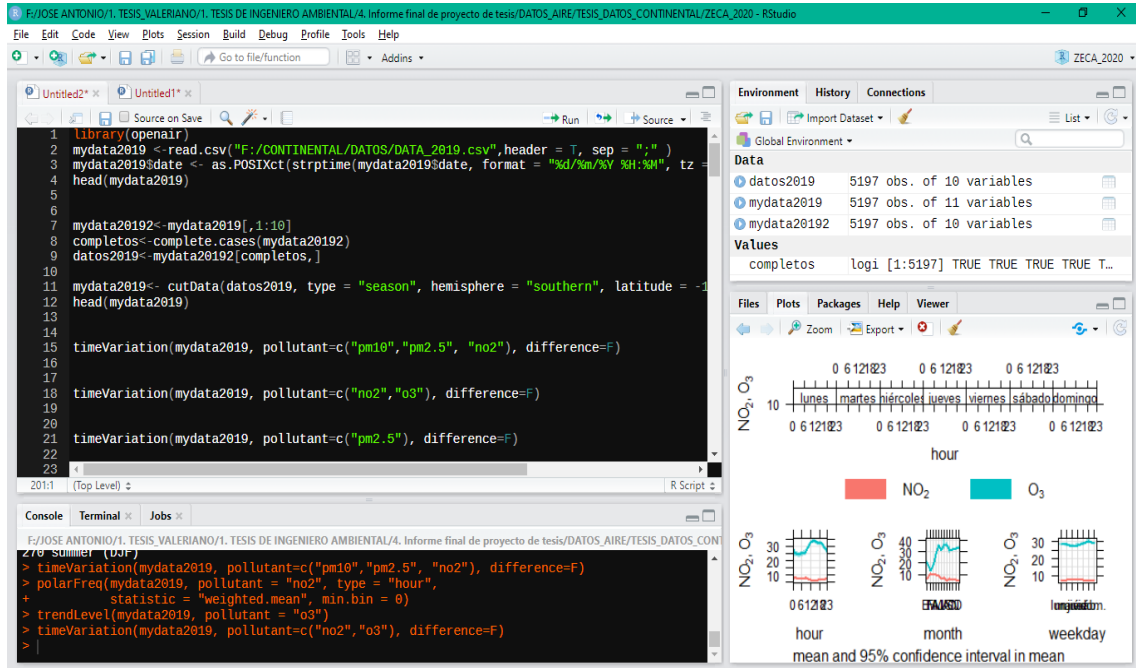


Figura 46. Manejo de procesamiento de datos para los contaminantes atmosféricos 1.

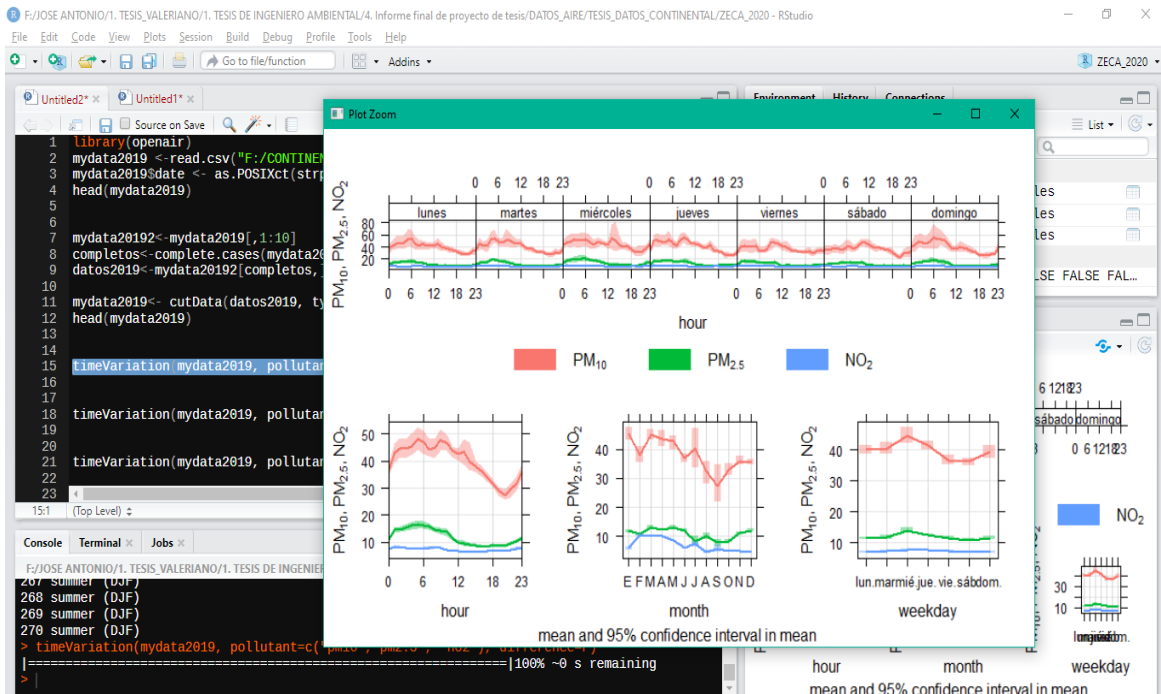


Figura 47. Manejo de procesamiento de datos para los contaminantes atmosféricos 2.

```
F:\JOSE ANTONIO\1. TESIS, VALERIANO\1. TESIS DE INGENIERO AMBIENTAL\4. Informe final de proyecto de tesis\DATOS_AIRE\TESIS_DATOS_CONTINENTAL\DATOS_R_AIRE - RStudio
File Edit Code View Plots Session Build Debug Profile Tools Help
Go to file/function Addins DATOS_R_AIRE
Source on Save Run Source
1 library(lattice)
2 library(RColorBrewer)
3 library(latticeExtra)
4 library(ggplot2)
5 library(ggmap)
6 library(dplyr)
7 library(plyr)
8 library(maps)
9 library(lazyeval)
10 library(openair)
11 library(corrplot)
12 library(GGally)
13 library(psych)
14
15 library(openair)
16
17 mydata <- read.csv("F:/CONTINENTAL/DATOS/DATA_2019.csv", header = T, sep = ";")
18 mydata$date <- as.POSIXct(strptime(mydata$date, format = "%d/%m/%Y %H:%M", tz = "Etc/GMT-3"))
19
20
21 summaryPlot(subset(mydata, select = c(date, Temper, Humed)))
22
23 timeVariation(mydata, pollutant = c("Temper", "Humed"), normalise = TRUE)
24
25 timeVariation(subset(mydata, ws > 3 & wd > 100 & wd < 270),
26               pollutant = "pm10", ylab = "pm10 (ug/m3)")
27
28
29 ### Podemos seleccionar una fecha en especifico y crear un subconjunto de datos
30 start_date <- as.POSIXct("2019-01-01 00:00", tz = "Etc/GMT-3")
31 end_date <- as.POSIXct("2019-07-30 23:00", tz = "Etc/GMT-3")
32 subdata <- subset(mydata, date >= start_date & date <= end_date,
29:1 (Top Level) R Script
Console
```

Figura 48. R script desarrollados para el procesamiento de datos en RStudio 1

```
F:\JOSE ANTONIO\1. TESIS, VALERIANO\1. TESIS DE INGENIERO AMBIENTAL\4. Informe final de proyecto de tesis\DATOS_AIRE\TESIS_DATOS_CONTINENTAL\DATOS_R_AIRE - RStudio
File Edit Code View Plots Session Build Debug Profile Tools Help
Go to file/function Addins DATOS_R_AIRE
Source on Save Run Source
37
38 mean(mydata$no2, na.rm = TRUE)
39 hist(mydata$no2)
40 hist(mydata$no2, main = "Histogram of nitrogen dioxide",
41      xlab = "Nitrogen dioxide (ppb)")
42 hist(mydata$no2, main = "Histogram of nitrogen dioxide",
43      xlab = "Nitrogen dioxide (ppb)", col = "lightblue")
44
45
46 ### para determinar la densidad
47 dens <- density(mydata$no2, na.rm = TRUE)
48 plot(dens, main = "Density plot of nitrogen dioxide",
49      xlab = "Nitrogen dioxide (ppb)")
50
51 ###Gráfico de series de tiempo por hora
52
53 plot(mydata$date, mydata$no2, type = "o", xlab = "year",
54      ylab = "Nitrogen oxides (ppb)")
55
56 ###Gráfico de series de tiempo por hora de NO2, seleccionando el rango de observaciones
57
58 plot(mydata$date[1:8000], mydata$no2[1:8000], type = "l", xlab = "date",
59      ylab = "Nitrogen oxides (ppb)")
60
61 #-----
62
63 ### calcular medias mensuales
64 means <- aggregate(mydata["no2"], format(mydata["date"], "%Y-%m"),
65                  mean, na.rm = TRUE)
66 ### derivar la secuencia adecuada de fechas
67 means$date <- seq(min(mydata$date), max(mydata$date), length = nrow(means))
68
29:1 (Top Level) R Script
Console
```

Figura 49. R script desarrollados para el procesamiento de datos en RStudio 2

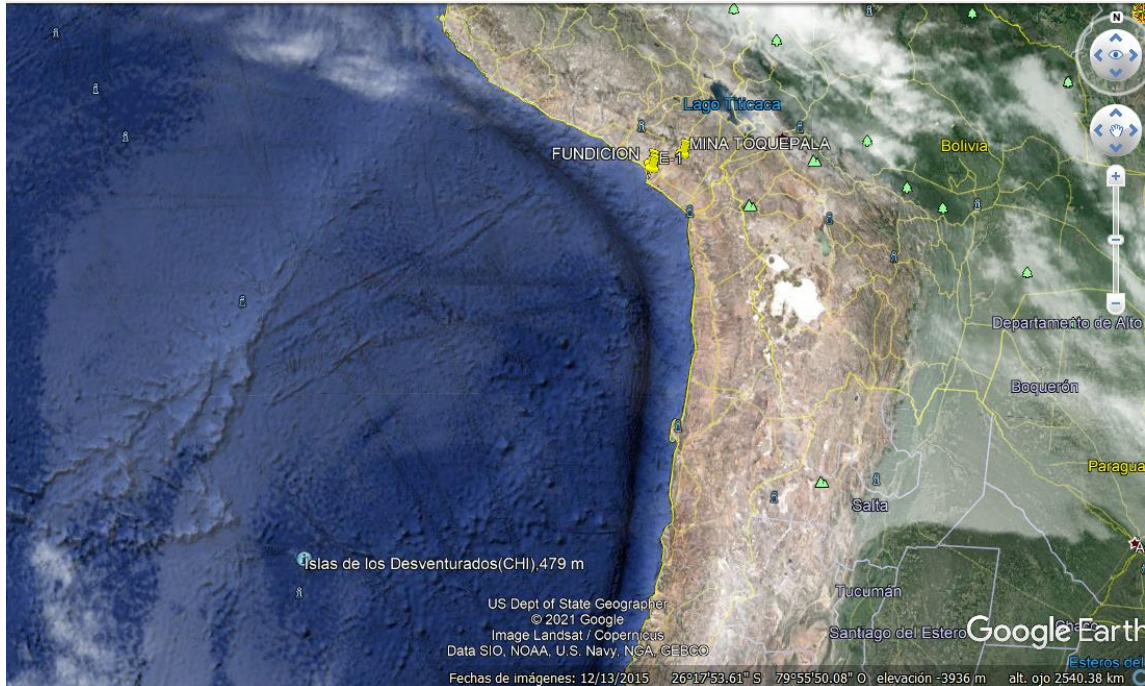


Figura 50. Ubicación de la Isla de los desventurados – Chile. Zona de donde provendría los vientos del sur

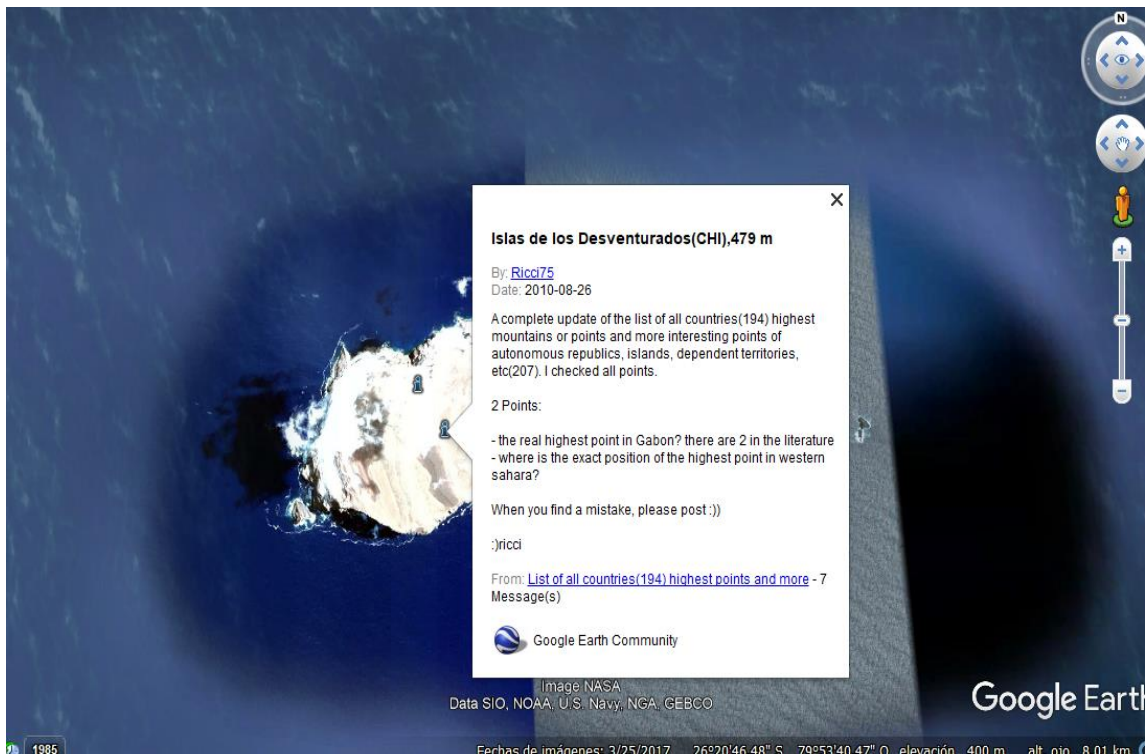


Figura 51. Ubicación de la Isla de los desventurados – Chile. Con mayor Zoom. Zona de donde provendría los vientos del sur.