

Análisis temporal y espacial del ozono en tres distritos de Lima y su relación con el parque automotor

Milagros Eva Huancare Medina

mhuancare.ing.eva@gmail.com

<https://orcid.org/0000-0001-8547-6718>

Universidad Nacional Agraria La Molina
Lima - Perú

RESUMEN

El Parque automotor es uno de los precursores potenciales del ozono y fuente de emisiones de partículas en aerosol. Anualmente el número de automóviles en las calles aumenta generando contaminación. La contaminación del aire es un problema crítico en las áreas urbanas por lo que una comprensión amplia de sus características espacial-temporal es importante para desarrollar políticas públicas. En el año 2017 la adquisición de vehículos livianos en el Perú creció en un 6.4% en referencia al año 2016 teniendo un total de 163,668 unidades este incremento genera un aumento progresivo a los precursores del ozono. Este estudio se centra en la distribución y los cambios en las concentraciones de ozono y sus precursores (es decir, NO_x NO, NO₂) en Lima durante el período de un año comprendido en el año 2017. Se investigaron los efectos de los precursores y las condiciones meteorológicas (temperatura, humedad, velocidad del viento) sobre el ozono utilizando datos de 03 estaciones de Monitoreo del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología (SENAMHI) en los distritos de Puente Piedra zona norte, Santa Anita zona Este y Jesús María zona centro. Asimismo, el distrito de Puente Piedra presentó valores más altos del ozono durante todo el año (promedio de 7,01 µg/m³) debido a las condiciones meteorológicas locales. Los factores que tuvieron mayor relación con los niveles del ozono en el año 2017 en los 3 distritos de Lima fueron: emisiones de los NO por actividad vehicular y en menor preponderación por el clima cálido, vientos del sur hacia noreste y poca dispersión del contaminante. Aunque las fuentes móviles y residentes juegan un papel importante en la liberación de precursores, los resultados también indican un efecto significativo de las condiciones meteorológicas sobre los cambios en la concentración de ozono.

Palabras clave: ozono; contaminación; calidad de aire; precursores; parque automotor.

Correspondencia: mhuancare.ing.eva@gmail.com

Artículo recibido 15 enero 2023 Aceptado para publicación: 05 febrero 2023

Conflictos de Interés: Ninguna que declarar

Todo el contenido de **Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar**, publicados en este sitio están disponibles bajo

Licencia [Creative Commons](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/) 

Cómo citar: Huancare Medina, M. E. (2023). Análisis temporal y espacial del ozono en tres distritos de Lima y su relación con el parque automotor. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 7(1), 10168-10185. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v7i1.5199

Temporal and spatial analysis of ozone in three districts of Lima and its relationship with the automotive fleet

ABSTRACT

The automotive fleet is one of the potential precursors of ozone and a source of aerosol particle emissions. Annually the number of cars on the streets increases generating pollution. Air pollution is a critical problem in urban areas, so a broad understanding of its spatial-temporal characteristics is important to develop public policies. In 2017, the acquisition of light vehicles in Peru grew by 6.4% compared to 2016, with a total of 163,668 units. This increase generates a progressive increase in ozone precursors. This study focuses on the distribution and changes in the concentrations of ozone and its precursors (i.e., NO_x NO, NO₂) in Lima over the one-year period of 2017. The effects of precursors and meteorological conditions (temperature, humidity, wind speed) on ozone using data from O₃ monitoring stations of the National Meteorology and Hydrology Service (SENAMHI) in the districts of Puente Piedra north zone, Santa Anita east zone and Jesús María central zone. Likewise, the district of Puente Piedra presented higher ozone values throughout the year (average of 7.01 µg/m³) due to local weather conditions. The factors that had the greatest relationship with ozone levels in 2017 in the 3 districts of Lima were: NO emissions from vehicular activity and to a lesser extent due to hot weather, winds from the south to the northeast and little dispersion of the pollutant. Although mobile and resident sources play an important role in the release of precursors, the results also indicate a significant effect of weather conditions on changes in ozone concentration.

Keywords: *ozone; pollution; air quality; precursors; automotive park.*

INTRODUCCIÓN

El ozono atmosférico superior protege a la tierra del impacto nocivo de los rayos ultravioleta (UV) del sol; sin embargo, el ozono a nivel del suelo se considera un contaminante del aire porque sus concentraciones más altas tienen un impacto adverso en la salud humana y el medio ambiente (Vasiliauskienė et al., 2021).

El O₃ es un gas de efecto invernadero con una fuerte absorción de radiación solar, 200-300 nm, (Dickinson & Cicerone, 1986; Finlayson-Pitts & Pitts Jr, 2000). (Borhani et al., 2022) Asimismo el (O₃) es un oxidante muy fuerte e indicador de oxidantes fotoquímicos siendo un contaminante de verano y un importante contaminante climático de vida corta (Faridi et al., 2018; Liu et al., 2019) las principales fuentes de radicales OH provienen de la fotólisis de O₃ las que pueden iniciar muchas secuencias de reacciones de oxidación en la troposfera (Crutzen, 2016; Lanzendorf et al., 2001).

Actualmente se conoce que el O₃ puede ser producido por una serie de reacciones fotoquímicas, así, entre sus precursores se tiene a los compuestos orgánicos volátiles (COV) y óxidos de nitrógeno (NO_x, suma de óxido nítrico (NO) y dióxido de nitrógeno (NO₂)), provenientes principalmente del parque automotor, siendo el ozono troposférico la tercera causa principal del calentamiento global (Fowler et al., 2008; Stevenson et al., 2006). Se sabe que la formación de O₃ se ve favorecida en presencia de condiciones meteorológicas tales como: alta temperatura, fuerte radiación solar, vientos débiles y capa límite atmosférica estable (Logan, 1989; Pusede & Cohen, 2012; Qin et al., 2004). En otras palabras, el ozono se forma cuando los contaminantes reaccionan químicamente en presencia de la luz solar (Cao et al., 2019; Sudo & Akimoto, 2007). Otras condiciones que indica serían los parámetros demográficos, las áreas, el número de habitantes, la ubicación geográfica, la densidad, el desnivel de alturas en zonas urbanas y/o rurales y las precipitaciones.

Diversos estudios han evidenciado que el O₃ no se emite directamente a la atmósfera, es un contaminante secundario formado como resultado de complejas reacciones fotoquímicas cuando los óxidos de nitrógeno y los hidrocarburos, principalmente originados en la atmósfera por los motores de combustión interna para vehículos e industrias, expuestos a la luz solar reaccionan entre sí y forman ozono troposférico (también conocido como smog fotoquímico) (Boleti et al., 2020; Gong et al., 2017; Lama et al., 2005). En los últimos años, los altos niveles de ozono (O₃) y su efecto sobre la

calidad del aire se han convertido en un desafío global (Li et al.,2019; Paoletti et al.,2014), desde la época preindustrial, las emisiones antropogénicas han contribuido del 40 al 65% del aumento del O₃ troposférico a través de reacciones fotoquímicas (Horowitz et al., 2003) y una pequeña porción de ozono se forma por fenómenos naturales (Pană, 2019).

Para entender y mitigar el efecto del O₃ en la salud de la población y ecosistemas, es importante realizar una evaluación, del creciente número de vehículos automotores alrededor del mundo siendo responsable de la emisión de grandes cantidades de gases contaminantes, los cuales pueden causar serios problemas al medio ambiente y a la salud humana (Tavares et al., 2011).

Lima no es ajena a esa realidad y se ha convertido en una de las ciudades más críticas asociadas a la contaminación del aire y el tránsito vehicular a nivel regional de Sudamérica (Romero et al., 2020), con una población de 8.785 millones y 1.752 millones de vehículos automotores en 2017 (las antiguas unidades están funcionando en todo Lima). , donde la proyección de crecimiento total de vehículos es del 7 % anual, en los últimos diez años (Posadas, 2018), las emisiones vehiculares son las principales fuentes debido al continuo crecimiento de las unidades vehiculares y su antigüedad (más de 14 años principalmente), (Romero et al., 2019) lo que da como resultado una contribución de alrededor del 80% a la emisión total de contaminantes en Lima. (San Miguel, 2006)

El objetivo de este estudio es investigar la dinámica del ozono durante el año 2017 dominado por las cambiantes condiciones meteorológicas en el aérea urbana en 3 distritos de la ciudad de Lima: Santa Anita, San Juan de Lurigancho y Puente Piedra y su relación con el parque automotor.

METODOLOGÍA

Área de estudio y período

La capital del Perú, Lima cuenta con una superficie de 2819,3 km² se ubica a 77 ° W y 12 ° S (Figura 1) en el medio del lado occidental del continente sudamericano (Arellano Rojas, 2013). Desde la costa, en dirección noreste, el paisaje escarpado va desde una gran planicie aluvial formada por los valles de los ríos Chillón, Rímac y Lurín hasta un paisaje de cerros y finalmente montañas en el extremo oriente, que se ubican a más de 1000 m sobre el nivel del mar (y son las primeras estribaciones de la vertiente

occidental de los Andes centrales). En el verano (diciembre a marzo), la temperatura media (humedad relativa) oscila entre 24 y 26 °C (65 y 68%) en las mañanas, mientras que en la noche fluctúa entre 18 y 20 °C (87 y 90%). En invierno (junio a septiembre), la temperatura media diurna (humedad relativa) oscila entre 18 y 19 °C (85 y 87%), y durante las noches oscila entre 18 y 20 °C (90 y 92%) (J. Silva et al., 2017). En este estudio se relacionaron datos del año 2017 pertenecientes a 3 distritos: Puente Piedra, San Juan de Lurigancho y Santa Anita (Figura 1), teniendo en cuenta que el distrito de Puente Piedra se ubica en la zona norte de Lima y pertenece a la cuenca del río Chillón, los distritos San Juan de Lurigancho y Santa Anita se ubican en la zona Este del área de Lima Metropolitana y pertenecen a la cuenca del río Rímac. Los datos meteorológicos (precipitación, humedad, velocidad del viento y dirección del viento) se obtuvieron de las estaciones de Jesús María, La Molina y San Martín de Porras (Figura 1).

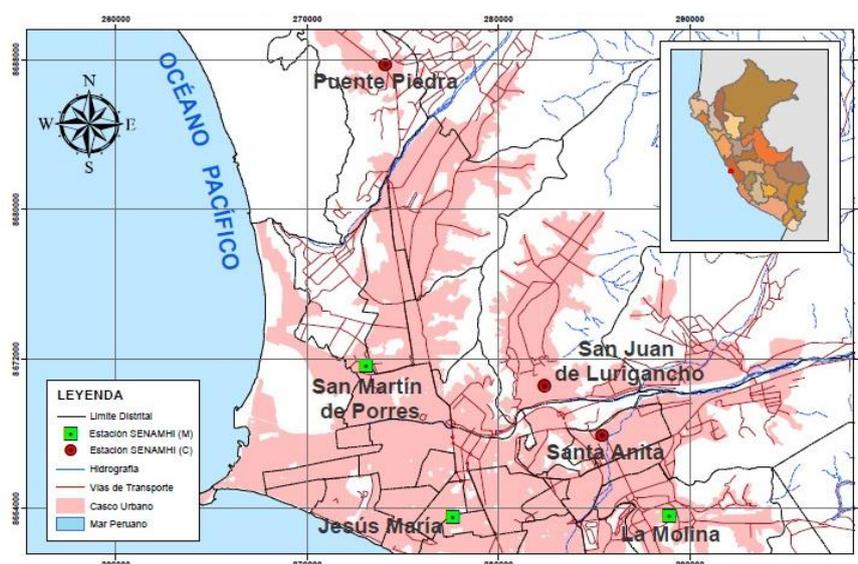


Figura 1 Mapa de ubicación de las estaciones donde se obtuvieron los datos de los contaminantes (NO, NO₂, NO_x y O₃) y las estaciones de donde provienen los datos meteorológicos (precipitación, humedad, velocidad del aire y dirección del aire).

Obtención de los datos

Los datos utilizados, periodo 2017, para los parámetros meteorológicos fueron descargados de la página web de Senamhi: <https://www.senamhi.gob.pe/?&p=estaciones> (<https://www.senamhi.gob.pe/?&p=estaciones>), mientras que la base de datos de los contaminantes se obtuvo del convenio UCV-Senamhi (periodo 2017). La base de datos de los contaminantes se generó en las estaciones de Santa Anita, San Juan de Lurigancho y Puente Piedra. La concentración de

O₃ en la estación Santa Anita, San Juan de Lurigancho y Puente Piedra fueron medidos por un equipo de Fotometría U 400E, 400T y 400 T respectivamente de la marca Teledyne. En la **Tabla 1** y **Tabla 2** se resume la ubicación y características de las estaciones de donde se obtuvieron los datos de calidad del aire y meteorología respectivamente.

Tabla 1 Características generales de la red de estaciones de monitoreo empleadas en el estudio.

Zona de Lima	Nombre de estación	Distrito	Operador	Coordenadas UTM		Altitud m.s.n.m	Altura de la toma de muestra /Zona	Equipo de medición/Método para O ₃
				Este (m)	Norte (m)			
WGS 84 Zona 18S								
Este	Santa Anita	Santa Anita	SENAMHI / DRD	285388	8667920	180	3/urbana	Teledyne 400T/ Fotometría UV
Este	San Juan de Lurigancho	San Juan de Lurigancho	SENAMHI / DRD	282384	8670567	239	6/urbana	Teledyne 400E/ Fotometría UV
Norte	Puente Piedra	Puente Piedra	SENAMHI / DRD	274054	8687726	276	13/urbana	Teledyne 400T/Fotometría UV

Tabla 2 Estaciones de Monitoreo (Datos Meteorológicos)

Zona de Lima	Nombre de estación	Distrito	Operador	Coordenadas UTM	
				Este (m)	Norte (m)
WGS 84 Zona 18S					
Centro	Campo de Marte (CP)	Jesús María	SENAMHI / DRD	277610	8663526
Este	Von Humboldt	La Molina	SENAMHI / DRD	288916	8663608
Norte	San Martín de Porres (SMP)	San Martín de Porres	SENAMHI / DRD	273048	8671604

Los valores anómalos encontrados en la base de datos fueron retirados usando el criterio de revisión de los datos vecinos (Bell et al., 2007). Se tomó las mediciones realizadas cada hora durante los 12 meses del año 2017. Se eligió el intervalo de tiempo de 12 meses considerando la disponibilidad de datos de las mediciones, tanto del ozono, como de los parámetros meteorológicos (temperatura, humedad y velocidad del viento). Luego, los datos (O₃, NO, NO₂, NO_x) fueron analizados a través de sus variaciones en el tiempo y por medio de un análisis correlacionar (correlación de Pearson) entre los

parámetros meteorológicos (temperatura, humedad, velocidad del viento). Todo lo anterior se realizó utilizando el programa R y los paquetes.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

VARIACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DEL OZONO

Las concentraciones de ozono registradas en este estudio durante el año 2017 no sobrepasan el valor establecido en ECA (promedio de 8 horas) de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ni el valor guía recomendado por la Organización Mundial de la Salud (OMS) de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Los promedios anuales (2017) para los distritos Santa Anita, San Juan de Lurigancho y Puente Piedra fueron $5,49 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $6,85 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $7,011 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente.

VARIACIÓN HORARIA DEL OZONO

La variación horaria del promedio anual de la concentración del ozono en los 3 distritos durante todos los meses muestra 2 picos desiguales: un pico bien marcado cerca al mediodía (entre las 12 y 14 horas) y una elevación en la noche (**Figura 4**). En los distritos Santa Anita y Puente Piedra este pico menor se observa alrededor de 2-3 a.m., en SJL es entre 4 y 5 a.m. La experiencia internacional reporta variación similar y presencia de 2 picos, uno de día y otro en horas de la madrugada, en otras ciudades (Tapia Portugal & Andrade, 2011). El pico del ozono durante el día corresponde a la formación del ozono a partir de los óxidos de nitrógeno y luz solar. La elevación nocturna de los niveles de ozono (pico menor) no está relacionada con formación del ozono (no hay luz solar), y corresponde a la disminución de destrucción del ozono formado durante el día

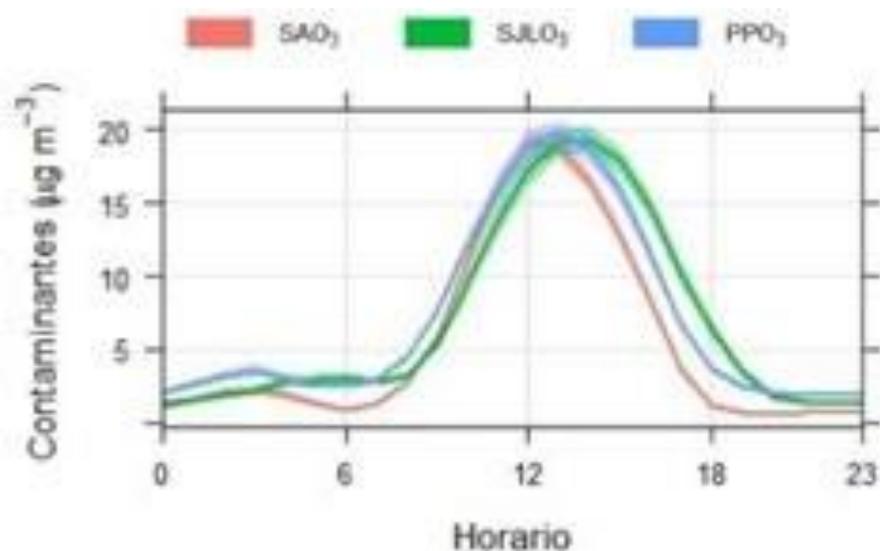


Figura 2 Variación horaria del O₃ en los 3 distritos: Santa Anita (SAO₃), San Juan de Lurigancho (SJLO₃) y Puente Piedra (PPO₃)

Se observa claramente que los valores nocturnos altos del ozono coinciden con valores mínimos del NO al mismo tiempo (**Figura 5**). Evaluando la altura del pico nocturno, se observa que los fines de semana este pico es más atenuado, manteniendo siempre relación inversa con el NO. Por ende, concluimos que a las 12:00 PM se tiene el valor más alto en la estación de Monitoreo PPO₃(Estación de Puente Piedra) esto debido a factores climáticos-luz solar.

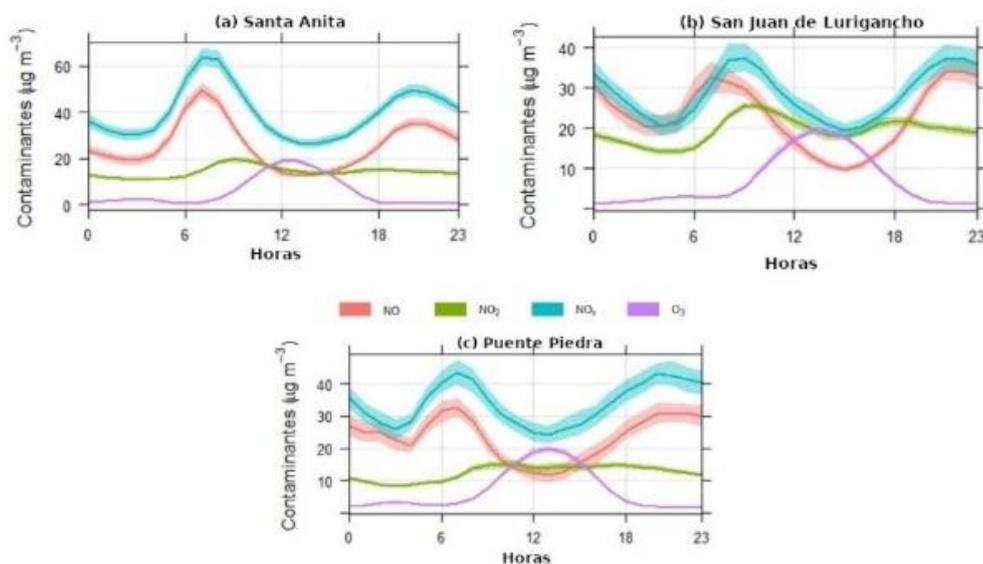


Figura 3 Comparación de variación horaria del NO, NO₂, NO_x, O₃ en la 3 estación (a) Santa Anita, (b) San Juan de Lurigancho y (c) Puente Piedra.

Se concluye que variación horaria del ozono en los 3 distritos presenta patrón bimodal y depende de las condiciones meteorológicas locales; los picos se deben a diferentes mecanismos (uno a la formación del ozono y otro a su destrucción); la altura de los picos varía según los días de la semana está relacionada con las emisiones de NO_x por el parque automotor y la densidad del tráfico.

VARIACIÓN SEMANAL DEL OZONO

La variación semanal de la concentración del ozono en los 3 distritos (**Figura 3**) presenta un patrón similar: valores máximos los fines de semana (los domingos) y a la mitad de la semana (los jueves). Los picos máximos del ozono los domingos y los jueves están asociados a la disminución de actividades antropogénicas, menor uso de medios de transporte y como consecuencia de esto disminución de los niveles de NO. Lo contrario se observa al comienzo de la semana. Estos hallazgos coinciden con los encontrados en la bibliografía revisada (Tapia Portugal & Andrade, 2011; Venkanna et al., 2015).

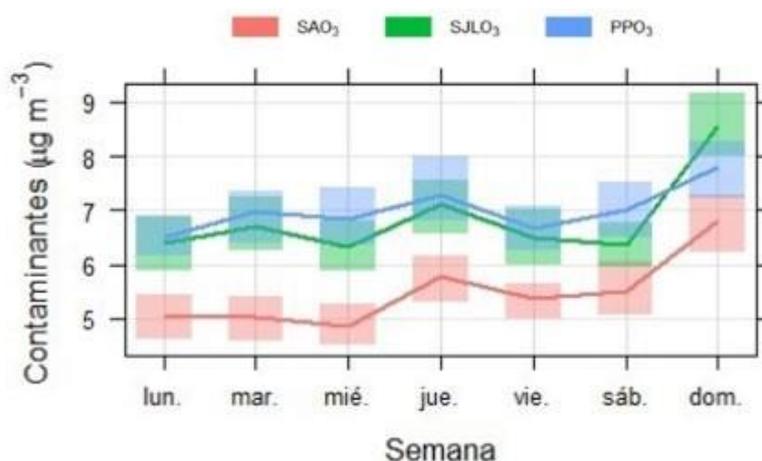


Figura 4 Variación semanal del O₃ en los 3 distritos: Santa Anita (SAO₃), San Juan de Lurigancho (SJLO₃) y Puente Piedra (PPO₃)

VARIACIÓN ESTACIONAL Y MENSUAL

Los valores más altos registrados del ozono en los 3 distritos corresponden a la estación de verano (entre enero y abril y diciembre) y esto se debe a que el ozono troposférico se forma a partir de los óxidos de nitrógeno y la luz solar, que es más intensa en verano; los valores bajos se observan en la estación de invierno, los valores mínimos se registraron en el mes de junio (**Figura 2**).

RELACIÓN CON VARIABLES METEOROLÓGICAS

Los niveles del ozono de San Juan de Lurigancho se relacionaron con las variables meteorológicas medidas en la estación Campo de Marte, ubicada de zona Centro de Lima y los datos de Puente Piedra se relacionaron con la estación meteorológica San Martín de Porres (SMP), ambas estaciones pertenecientes a Lima Norte (**Figura 1**). Los datos meteorológicos no fueron tomados en los mismos lugares que el ozono, sin embargo, representan las condiciones de la atmósfera en la misma zona o una zona cercana. La relación entre los niveles del ozono con la temperatura en los 3 distritos se mostró positiva con los coeficientes de correlación iguales a 45, 31, 23 para Santa Anita, SJL y Puente Piedra respectivamente y corresponde a lo esperado: ozono es un contaminante secundario y se forma en presencia de luz solar a partir de los precursores, altas temperaturas favorecen la cinética de las reacciones (**Figura 6**).

Huancare Medina

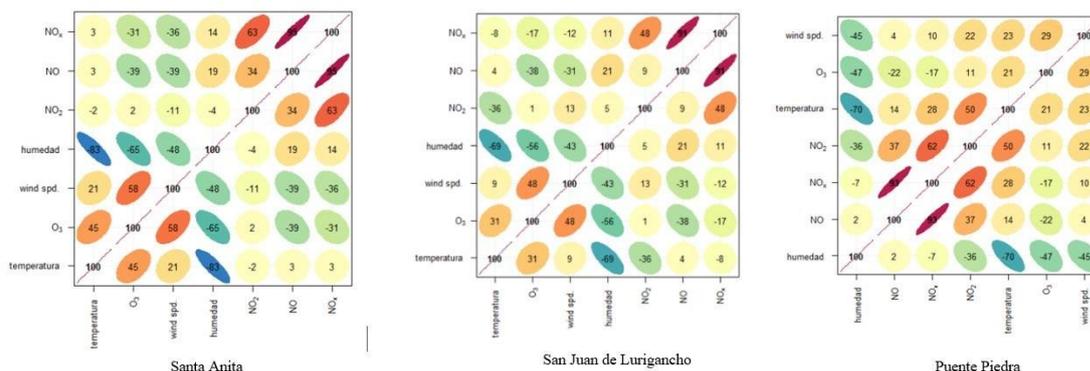
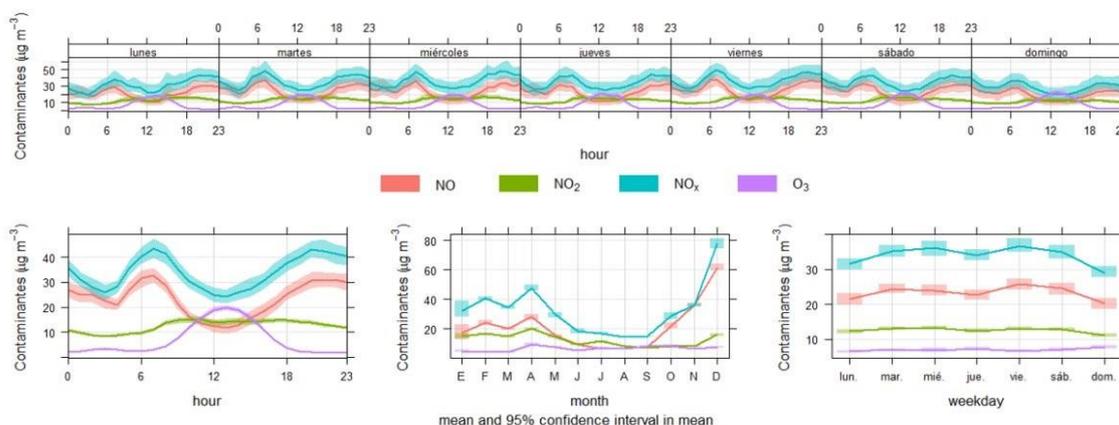


Figura 6 Coeficientes de correlación (en%) entre las concentraciones de masa de contaminantes relacionados con la temperatura, la humedad relativa y la velocidad del viento durante el período 2017.

Analizando la relación entre las concentraciones de O₃ y la velocidad del viento, se obtuvo una correlación positiva, lo que indica que el incremento de la velocidad del viento produce incremento de las concentraciones del O₃.

Los coeficientes de correlación obtenidos son iguales a 58; 48 y 29 para Santa Anita, SJJL y Puente Piedra respectivamente. Los valores más altos del ozono encontrados en la zona norte (Puente Piedra) coinciden con el patrón meteorológico identificado por J. Silva et al., 2017, donde indican que el viento predominante en Lima es del sur-suroeste y las masas de aire son transportados al noreste de la ciudad. Otros factores que determinan el clima en Lima son: la inversión producida por el anticiclón del Pacífico Sur y causa nubosidad, humedad elevada y escasez de lluvias que persiste durante mayor parte del año.

Figura 7 Comparación de variación horaria, mensual y semanal del NO, NO₂, NO_x, O₃ en la estación de Puente Piedra



La **Figura 7** claramente evidencia comportamiento bimodal de las concentraciones de NO_x, NO₂ y NO: incremento en las primeras horas de la mañana (entre 3 y 4 a.m.) hasta

llegar a los valores máximos entre las 8 y 10 de la mañana, luego disminución de estos valores y nuevo incremento entre las 19 y 21 horas; los picos coinciden con el incremento de circulación de los vehículos en la “hora punta”. Los resultados muestran una relación inversa entre las concentraciones de NO_x, NO₂ y NO y del ozono en los 3 distritos (**Figura 6**). Analizando estos valores se concluye que en este estudio mayor correlación negativa hay entre los niveles del ozono y la concentración de NO, se destruyen mutuamente, lo que coincide de la bibliografía revisada.

RELACIÓN DEL PARQUE AUTOMOTOR Y EL OZONO.

Las ciudades en economías de rápido crecimiento, como Lima en Perú, se ven particularmente afectadas por las malas condiciones de calidad del aire debido a las abundantes fuentes vehiculares e industriales (Romero et al., 2020). Siendo uno de los principales problemas de calidad del aire de LMA está asociado con el transporte terrestre (Dawidowski et al., 2014; MINAM (Ministerio del Ambiente del Perú), 2010; Romero et al., 2019). Las emisiones del transporte terrestre y, en particular, del transporte por carretera juegan un papel importante en el cambio de la atmósfera y el clima. Los gases de escape son una importante fuente de partículas de aerosoles atmosféricos en las zonas urbanas (Chuang et al., 2010; Oliveira et al., 2009; Yu et al., 2006), especialmente en áreas muy transitadas (Lee et al., 2004; Li et al., 2014; Miyabara et al., 1999), siendo el transporte por carretera la principal fuente de partículas de aerosoles (Miri et al., 2018). Los problemas de contaminación del aire están concentrados en las grandes ciudades, en especial Lima-Callao, debido al parque automotor obsoleto y la mala calidad de los combustibles (Ministerio del Ambiente, 2018) al respecto en el distrito de Santa Anita se presenta una alta generación de contaminantes debido a las alta frecuencia de buses interprovinciales, que en su mayoría provienen de ciudades donde el contenido de azufre en el diésel puede llegar a 1.500 ppm (Romero et al., 2020), por lo que las concentraciones de este parámetro son más altas en estos distritos que en otros en la ciudad de Lima (Ministerio del Ambiente del Perú, 2015). Los datos meteorológicos para el período de estudio se obtuvieron de la estación Campo de Marte, un sistema de monitoreo fijo que mide parámetros como temperatura, humedad relativa (Romero et al., 2020), velocidad y dirección del viento eligiendo estos parámetros porque se sabe que afectan los

contaminantes relacionados con el tráfico, la producción secundaria de aerosoles y el proceso de dispersión de partículas (Kozawa et al., 2012).

CONCLUSIONES

La variación semanal del ozono en los 3 distritos está muy relacionada con las emisiones de NO_x por los vehículos, depende de las actividades de los pobladores en cada distrito y presenta valores máximos los fines de semana (los sábados y los domingos) y valores bajos a la mitad de la semana (los miércoles). La variación mensual muestra los valores mínimos del ozono en el mes de junio, y valores máximos en los meses entre enero y abril y diciembre. Estacionalmente en verano austral se registran máximos valores de concentración del ozono y en invierno los mínimos. Zona norte de Lima (distrito Puente Piedra) presenta las concentraciones del ozono un poco mayores que Lima este (Santa Anita y San Juan de Lurigancho). En el otoño y la primavera se mantienen los niveles significativos del ozono debido al intenso tráfico en la ciudad, sin embargo, las concentraciones del ozono registradas en este estudio durante el año 2017 no sobrepasan el valor establecido en ECA (promedio de 8 horas) de 100 µg/m³, ni el valor guía recomendado por la Organización Mundial de la Salud (OMS) de 100 µg/m³.

Estadísticamente existe una correlación positiva entre la concentración del ozono y la velocidad del viento y entre la concentración del ozono y la temperatura; respecto a la humedad relativa, la correlación con el ozono es negativa. Se determinó una relación inversa entre las concentraciones de NO_x, NO₂ y NO y del ozono en los 3 distritos; se encontró mayor correlación negativa entre los niveles del ozono y la concentración de NO. Los coeficientes de correlación son iguales a (-39) y (-38) para la zona Este de Lima (Santa Anita y SJL) e igual a (-22) para el distrito de Puente Piedra, ubicado en la zona norte de la ciudad. La variación horaria del ozono en los 3 distritos presenta patrón bimodal (un pico entre las 12 y 14 horas y otro menor entre las 2 y 5 de la madrugada) y depende de las condiciones meteorológicas locales; los picos se deben a diferentes mecanismos (uno a la formación del ozono y otro a su destrucción); la altura de los picos varía según los días de la semana, está relacionada con las emisiones de NO_x por el parque automotor y la densidad del tráfico. El distrito Puente Piedra presenta valores más altos del ozono durante todo el año (promedio de 7,01 µg/m³) debido a las condiciones meteorológicas locales. Los factores que más contribuyen a

la contaminación de aire con el ozono en el año 2017 en los 3 distritos de Lima fueron: emisiones de los NO_x por el uso intenso de los vehículos, clima cálido, vientos del sur hacia noreste y poca dispersión del contaminante. Si bien el Perú ha realizado en los últimos años esfuerzos importantes para consolidar una estructura organizacional que pueda responder a los desafíos ambientales nacionales e internacionales, son muchos los desafíos para la implementación de una política ambiental eficiente, que responda a las necesidades de nuestro país y del resto del mundo.

REFERENCIAS

Es necesario mejorar red de monitoreo y desarrollar más estudios sobre el comportamiento del ozono, relacionarlos con la densidad de población, uso de los vehículos y microclima en cada distrito de las grandes ciudades.

Es fundamental reducir fuertemente las emisiones de COV y NO_x mediante la introducción de un transporte más limpio a gran escala.

LISTA DE REFERENCIAS

- Arellano Rojas, C. S. (2013). *CONDIÇÕES METEOROLÓGICAS E NÍVEIS DE POLUIÇÃO NA REGIÃO METROPOLITANA DE LIMA-PERÚ* [Universidade de São Paulo]. https://www.iag.usp.br/pos/sites/default/files/d_cinthia_s_a_rojas_corrigida.pdf
- Boleti, E., Hueglin, G., Grange, S. K., Prevot, A. S. H., & Takahama, S. (2020). Temporal and spatial analysis of ozone concentrations in Europe based on time scale decomposition and a multi-clustering approach. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 20(14), 9051–9066. <https://doi.org/10.5194/acp-20-9051-2020>
- Bell, M. L., Dominici, F., Ebisu, K., Zeger, S. L., & Samet, J. M. (2007). Spatial and temporal variation in PM_{2.5} chemical composition in the United States for health effects studies. *Environmental Health Perspectives*, 115(7), 989–995. <https://doi.org/10.1289/ehp.9621>
- Borhani, F., Shafiepour Motlagh, M., Stohl, A., Rashidi, Y., & Ehsani, A. H. (2022). Tropospheric Ozone in Tehran, Iran, during the last 20 years. *Environmental Geochemistry and Health*, 44(10), 3615–3637. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-01117-4>
- Cao, L., Gao, M., Li, S., Yi, Z. y Meng, X. (2019). Sensibilidad análisis de la dependencia del mecanismo de enlace de carbono IV (CBM-IV) con la

composición inicial del aire en condiciones urbanas. *Ambiente atmosférico*, 215,116860.

- Cano Baudino, Y. N., Morales Mariño, J. A., Sánchez Castillo, L. J., Colina Rincón, M. N., & Torres Puente, J. C. (2016). Evaluación de los niveles de ozono en la ciudad de Maracaibo, Estado Zulia, Venezuela. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 32(1), 25–34.
- Chang-Chien, G. P., Wang, L. C., Lee, W. J., Tsai, P. J., Wu, K. Y., & Lin, C. (2004). Source identification of PCDD/Fs for various atmospheric environments in a highly industrialized city. *Environmental Science and Technology*, 38(19), 4937–4944. <https://doi.org/10.1021/es0499795>
- Chuang, S. C., Chen, S. J., Huang, K. L., Wu, E. M. Y., Chang-Chien, G. P., & Wang, L. C. (2010). Gas/particle partitioning of dioxins in exhaust gases from automobiles. *Aerosol and Air Quality Research*, 10(), 489–496. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2010.04.0028>
- Crutzen, P. J. (2016). The Influence of Nitrogen Oxides on Atmospheric Ozone Content. In *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* (Vol. 96, Issue 408, pp. 108–116). https://doi.org/10.1007/978-3-319-27460-7_3
- Dawidowski, Laura, S_anchez, Od_on, Alarc_on, N., 2014. Estimaci_on de emisiones vehiculares en Lima Metropolitana. Lima.
- Dickinson, R. E., & Cicerone, R. J. (1986). Future global warming from atmospheric trace gases. *Nature*, 319(6049), 109–115. <https://doi.org/10.1038/319109a0>
- Faridi, S., Shamsipour, M., Krzyzanowski, M., Kuñzli, N., Amini, H., Azimi, F., & Naddafi, K. (2018). Long-term trends and health impact of PM_{2.5} and O₃ in Tehran, Iran, 2006–2015. *Environment International*, 114, 37–49.
- Finlayson-Pitts, B. J., & Pitts Jr, J. N. (2000). Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere. In *Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-257060-5.X5000-X>
- Fowler, D., Amann, M., Anderson, R., Ashmore, M., Cox, P., Depledge, M., y Stevenson, D. (2008). El ozono troposférico en el siglo XXI: tendencias futuras, impactos e implicaciones políticas. La Real Sociedad..

- Gong, X., Hong, S., & Jafe, D. A. (2017). Ozone in China: Spatial distribution and leading meteorological factors controlling O₃ in 16 Chinese cities. *Aerosol and Air Quality Research*, 18(9), 2287–2300. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2017.10.036>
- Guangzhou, China. *Atmospheric Environment*, 40(1), 96–108. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.09.038>
- Kim, Y., Sartelet, K., & Seigneur, C. (2009). Comparison of two gas-phase chemical kinetic mechanisms of ozone formation over Europe. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 62(2), 89–119. <https://doi.org/10.1007/s10874-009-91425>
- Kozawa, K.H., Winer, A.M., Fruin, S.A., 2012. Ultrafine particle size distributions near freeways: effects of differing wind directions on exposure. *Atmos. Environ.*
- Lama, K. S., Wang, T.-J., Wu, C. L., & Li, Y. S. (2005). Study on an ozone episode in hot season in Hong Kong and transboundary air pollution over Pearl River Delta region of China. *Atmospheric Environment*, 39(11), 1967–1977. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.11.023>
- Lanzendorf, E. J., Hanisco, T. F., Wennberg, P. O., Cohen, R. C., Stimpfle, R. M., Anderson, J. G., Gao, R. S., Margitan, J. J., & Bui, T. P. (2001). Establishing the dependence of [HOiMOH] on temperature, halogen loading, O_a, and NO_x based on in situ measurements from the NASA ER-2. *Journal of Physical Chemistry A*, 105(9), 1535–1542. <https://doi.org/10.1021/jp02381>
- Lee, W. S., Chang-Chien, G. P., Wang, L. C., Lee, W. J., Tsai, P. J., Wu, K. Y., & Lin, C. (2004). Source identification of PCDD/Fs for various atmospheric environments in a highly industrialized city. *Environmental Science and Technology*, 38(19), 4937–4944. <https://doi.org/10.1021/es0499795>
- Li, K., Jacob, DJ, Liao, H., Shen, L., Zhang, Q. y Bates, KH (2019). Impulsores antropogénicos de las tendencias de 2013 a 2017 en el ozono superficial de verano en China. *Actas de la Academia Nacional de Ciencias*, 116(2), 422–427.
- Li, H., Zhou, L., Ren, M., Sheng, G., Fu, J., & Peng, P. (2014). Levels, profiles and gas-particle distribution of atmospheric PCDD/Fs in vehicle parking lots of a South China metropolitan area. *Chemosphere*, 94, 128–134. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.09.061>

- Liu, H., Zhang, M., Han, X., Li, J., & Chen, L. (2019). Episode analysis of regional contributions to tropospheric ozone in Beijing using a regional air quality model. *Atmospheric Environment*, 199, 299–312.
- Logan, J. A. (1989). Ozone in rural areas of the United States. *Journal of Geophysical Research*, 94(D6), 8511–8532. <https://doi.org/10.1029/JD094iD06p08511>
- Miyabara, Y., Hashimoto, S., Sagai, M., & Morita, M. (1999). PCDDs and PCDFs in vehicle exhaust particles in Japan. *Chemosphere*, 39(1), 143–150. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(98\)00595-5](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(98)00595-5)
- MINAM (Perú Ministry of Environment), 2010. Perú y el Cambio Climático. Segunda Comunicación Nacional del Perú a la convención Marco de la Naciones Unidas sobre Cambio Climático. Lima.
- MINAM (Perú Ministry of Environment), 2015. Esda Estudio De Desempeño Ambiental 2003 - 2013, pp. 1–716
- Ministerio del ambiente. (2018). *Diagnóstico ambiental del Perú*. Ministerio del Ambiente (p. 31). Retrieved from <https://sinia.minam.gob.pe/documentos/diagnostico-ambiental-peru>
- Miri, M., Alahabadi, A., Ehrampusha, M. H., Rad, A., Lotf, M. H., Sheikhha, M. H., & Sakhvidi, M. J. Z. (2018). Mortality and morbidity due to exposure to ambient particulate matter. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 165, 307–313. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.09.012>
- San Miguel, R., 2006. Calidad del Aire de Lima Metropolitana-Foro de Monitoreo Atmosferico y Taller de Gestion Ambiental del Aire en America Latina. Lima Munic. Metrop. Lima.
- Sillman, S., Logan, J. A., & Wofsy, S. C. (1990). The sensitivity of ozone to nitrogen oxides and hydrocarbons in regional ozone episodes. *Journal of Geophysical Research*, 95(D2), 1837. <https://doi.org/10.1029/JD095iD02p01837>
- Silva, J., Rojas, J., Norabuena, M., Molina, C., Toro, R. A., & Leiva-Guzmán, M. A. (2017). Particulate matter levels in a South American megacity: the metropolitan area of Lima- Callao, Peru. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(12). <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6327-2>

- Stevenson, DS, Dentener, FJ, Schultz, MG, Ellingsen, K., Van Noije, TPC, Wild, O., et al. (2006). Simulaciones de conjuntos multimodelo del ozono troposférico actual y del futuro cercano. *Revista de Investigación Geofísica: Atmósferas*, 111(D8), 1–23.
- Sudo, K. y Akimoto, H. (2007). Atribución de fuente global de ozono troposférico: Transporte de largo alcance desde varias regiones de origen. *Revista de Investigación Geofísica: Atmósferas*, 112 (12), 1.
- Tapia Portugal, W., & Andrade, M. (2011). CARACTERIZACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE OZONO SUPERFICIAL EN LA CIUDAD DE LA PAZ EN EL RÉGIMEN DE MADRUGADA. *Revista Boliviana de Física*, 18(18), 26–36. http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S156238232011000200004&lng=es&tlng=es.
- Oliveira, C., Alves, C., & Pio, C. A. (2009). Aerosol particle size distributions at a trafca exposed site and an urban background location in Oporto, Portugal. *Química Nova*, 32(4), 928–933. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422009000400019>
- Paoletti, E., De Marco, A., Beddows, DC, Harrison, RM y Manning, WJ (2014). Los niveles de ozono en las ciudades europeas y estadounidenses están aumentando más que en las zonas rurales, mientras que los valores máximos están disminuyendo. *Contaminación ambiental*, 192, 295–299.
- Posada, C., 2018. Comercio exterior. In: *Manual De Derecho Economico*. Ediciones UC, pp. 321-332.
- Pusede, S. E., & Cohen, R. C. (2012). On the observed response of ozone to NOx and VOC reactivity reductions in San Joaquin Valley California 1995-present. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12(18), 8323–8339. <https://doi.org/10.5194/acp-12-8323-2012>
- Pu, X., Wang, T. J., Huang, X., Melas, D., Zanis, P., Papanastasiou, D. K., & Poupkou, A. (2017). Enhanced surface ozone during the heat wave of 2013 in Yangtze River Delta region, China. *Science of the Total Environment*, 603–604, 807–816. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.056>
- Qin, Y., Tonnesen, G. S., & Wang, Z. (2004). Weekend/weekday differences of ozone, NOx, Co, VOCs, PM 10 and the light scatter during ozone season in southern California. *Atmospheric Environment*, 38(19), 3069–3087. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.01.035>

- Romero, Y., Chicchon, N., Duarte, F., Noel, J., Ratti, C., Nyhan, M., 2019. Quantifying and spatial disaggregation of air pollution emissions from ground transportation in a developing country context: case study for the Lima Metropolitan Area in Peru. *Sci.Total Environ.*
- Romero, Y., Diaz, C., Meldrum, I., Arias Velasquez, R., & Noel, J. (2020). Temporal and spatial analysis of traffic – Related pollutant under the influence of the seasonality and meteorological variables over an urban city in Peru. *Heliyon*, 6(6). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04029>
- Vasiliauskienė, V., Pečiulienė, M., & Jasaitis, D. (2021). Influence of Meteorological Parameters on the Dynamics of Ozone and Aerosol Particles Near a Road Transport Street. *Water, Air, and Soil Pollution*, 232(9). <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05304-y>
- Vasquez, R., & Noel, J. (2020). Temporal and spatial analysis of traffic – Related pollutant under the influence of the seasonality and meteorological variables over an urban city in Peru. *Heliyon*, 6(6). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04029>
- Venkanna, R., Nikhil, G. N., Siva Rao, T., Sinha, P. R., & Swamy, Y. V. (2015). Environmental monitoring of surface ozone and other trace gases over different time scales: chemistry, transport and modeling. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(5), 1749–1758. <https://doi.org/10.1007/s13762-014-0537-8>
- Yu, L. P., Mai, B. X., Meng, X. Z., Bi, X. H., Sheng, G. Y., Fu, J. M., & Peng, P. A. (2006). Particle-bound polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in the atmosphere of Guangzhou, China. *Atmospheric Environment*, 40(1), 96–108. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.09.038>