

Variación espacial y temporal de contaminantes atmosféricos en dos localidades de La Habana



Spatial and temporal variation of atmospheric pollutants in two locations in Havana

<https://cu-id.com/2377/v31n2e07>

 Rosemary López Lee,  Arnaldo Evaristo Collazo Aranda*,  Osvaldo Cuesta Santos

Instituto de Meteorología del CITMA, Cuba.

RESUMEN: La variabilidad espacial y temporal de los contaminantes atmosféricos en un área urbana es grande. Superpuestos a la variabilidad meteorológica diaria existen ciclos estacionales de las actividades humanas que influyen en la calidad del aire. El objetivo de la presente investigación fue analizar la variación espacial y temporal del dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno, ozono y material particulado en dos localidades de La Habana desde noviembre de 2015 hasta octubre de 2016. Se utilizaron datos horarios de concentración provenientes de dos Estaciones Automáticas de Monitoreo Atmosférico. Se aplicaron las pruebas no paramétricas U de Mann - Whitney, H de Kruskal - Wallis y Dunn. Las concentraciones de los contaminantes se correspondieron con los patrones de distribución característicos de localidades urbanas. El material particulado fue el contaminante que con frecuencia mayor superó las concentraciones máximas admisibles de la Norma Cubana.

Palabras clave: dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno, material particulado, ozono.

ABSTRACT: The spatial and temporal variability of air pollutants in an urban area is great. Superimposed on daily meteorological variability are seasonal cycles of human activities that influence air quality. The objective of this research was to analyze the spatial and temporal variation of sulfur dioxide, nitrogen dioxide, ozone and particulate matter in two locations in Havana from November 2015 to October 2016. Hourly concentration data from two Automatic Atmospheric Monitoring Stations. The non-parametric Mann - Whitney U, Kruskal - Wallis and Dunn H tests were applied. The concentrations of the contaminants corresponded to the distribution patterns characteristic of urban locations. Particulate matter was the pollutant that most frequently exceeded the maximum admissible concentrations of the Cuban Standard.

Key words: sulfur dioxide, nitrogen dioxide, particulate matter, ozone.

INTRODUCCIÓN

Uno de los problemas medio ambientales más serios a los que la sociedad tiene que hacer frente es la contaminación atmosférica. La era industrial y la actual demanda de movilidad están suponiendo una emisión extraordinaria de sustancias contaminantes a la atmósfera. Esta situación acarrea que las ciudades y zonas industriales puedan registrar niveles de calidad del aire inadecuados con efectos negativos en la salud humana y los ecosistemas (Cuesta *et al.*, 2017).

Los estudios realizados sobre contaminación atmosférica se despliegan en tres niveles fundamentales, asociados a las escalas de los procesos

meteorológicos. En la presente investigación se consideró el nivel local. Este nivel incluye el grupo de problemas típicos de la contaminación urbana analizada de forma general y proveniente de la gran diversidad de fuentes. Aquí los receptores principales son los habitantes del medio urbano, sus instalaciones, y la vegetación urbana (Cuesta *et al.*, 2014).

La variabilidad espacial y temporal de los niveles de contaminación en un área urbana es grande. Superpuestos a la variabilidad meteorológica diaria existen ciclos diarios, semanales y estacionales de las actividades humanas que crean a su vez ciclos de la calidad del aire. Además, la distribución de las fuentes emisoras no es uniforme (López, 2006).

*Autor para la correspondencia: Arnaldo Evaristo Collazo Aranda. E-mail: acollazo40@gmail.com

Recibido: 04/12/2024

Aceptado: 07/04/2025

Declaración de conflicto de intereses: Los autores declaran que no existen conflictos de intereses en la realización del estudio.

Contribución de los autores: Rosemary López Lee: **Conceptualización y supervisión. Investigación.** Arnaldo E. Collazo Aranda: **Procesamiento de datos. Investigación. Redacción y edición.** Osvaldo Cuesta Santos: **Metodología. Investigación.** Todos los autores contribuyeron al estudio y aprobaron la versión final

Este artículo se encuentra bajo licencia [Creative Commons Reconocimiento-NoComercial 4.0 Internacional \(CC BY-NC 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/)

En Cuba, entre las causas fundamentales que generan los problemas de calidad del aire en zonas urbanas se pueden citar: los errores en la planificación territorial en cuanto a la ubicación física de los asentamientos humanos e industrias y la utilización de tecnologías obsoletas en las actividades productivas y en otras fuentes como el transporte automotor (Cuesta *et al.*, 2014).

La situación nacional difiere mucho de los alarmantes niveles de contaminación atmosférica que existen en otros países. Sin embargo, existen sitios puntuales donde se manifiestan indicadores que no son favorables. Tal es el caso de La Habana, la cual destaca por ser la provincia con mayor densidad poblacional y el mayor centro industrial y portuario del país. Esta situación requiere atención por parte de los decisores en materia de protección ambiental, y las autoridades locales (Cuesta *et al.*, 2017).

Por todo lo expuesto anteriormente, el objetivo de la presente investigación fue analizar la variación espacial y temporal de los contaminantes atmosféricos dióxido de azufre (SO₂), dióxido de nitrógeno (NO₂), ozono (O₃) y material particulado (PM_{2.5} y PM₁₀) en dos localidades de La Habana durante el periodo comprendido desde noviembre de 2015 hasta octubre de 2016.

MATERIALES Y MÉTODOS

En la investigación se utilizaron datos horarios de concentración de SO₂, NO₂, O₃, MP₁₀ y MP_{2.5} provenientes de dos Estaciones Automáticas de Monitoreo Atmosférico (EAMA). Ambas son de la marca Automated Air Quality Monitoring System (TH-2000), fabricadas por Yuhong Enviromental

Protection Industrial Development Co. Las mismas fueron ubicadas en la sede del Consejo de la Administración Municipal de San Miguel del Padrón (SMP), y en el Instituto Superior de Tecnologías y Ciencias Aplicadas (InSTEC), en Plaza de la Revolución (figura 1). El período de muestreo abarcó desde noviembre del 2015 hasta octubre del 2016. Los datos de las ubicaciones geográficas se muestran en la tabla 1.

La EAMA del InSTEC fue ubicada en la azotea del edificio central, rodeada de gran vegetación por estar en áreas de la Quinta de los Molinos, una de las principales zonas verdes de la ciudad. Alejada unos 100 metros aproximadamente de las vías circundantes (Bolufé *et al.*, 2016), es representativa de las concentraciones urbanas de exposición de fondo (López *et al.*, 2015).

La EAMA de SMP fue ubicada en la azotea del Consejo de la Administración Municipal. A diferencia de la estación del InSTEC, esta recibe la influencia directa del flujo vehicular que circula por la Calzada de Güines, una de las principales vías del territorio en el cual se encuentra emplazada la EAMA. Esto determina que sea una estación urbana de exposición al tráfico. Las mediciones, en este caso, están estrechamente vinculados con los principales contaminantes asociados a las fuentes móviles (López *et al.*, 2015; Bolufé *et al.*, 2016).

Procesamiento estadístico de los datos

El procesamiento estadístico de los datos de las EAMA fue realizado utilizando los softwares MS-Excel y Origin 2016.



Figura 1. EAMA y principales fuentes fijas en La Habana

Tabla 1. Ubicación geográfica de las EAMA

Estación	Tipo	Topografía local	Latitud (°N)	Longitud (°W)
InSTEC	Urbana de exposición de fondo	Llano	23°07'55.2"	82°22'53.1"
SMP	Urbana de exposición al tráfico	Llano	23°04'31.8"	82°19'23.8"

Prueba no paramétrica U de Mann - Whitney

Con el objetivo de determinar si los valores de inmisión fueron estadísticamente diferentes entre el período lluvioso (mayo - octubre) y el poco lluvioso (noviembre - abril) se realizó la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney. Esta prueba de hipótesis se utiliza al no existir una distribución normal de los datos (Wayne, 1991). Fue seleccionada además porque se comparaban dos series de datos.

Prueba no paramétrica H de Kruskal - Wallis

Se empleó la prueba H de Kruskal-Wallis para determinar si existían diferencias significativas entre los valores de inmisión de contaminantes para cada hora del día, día de la semana y mes del año. Esta prueba de hipótesis se utiliza al no existir una distribución normal de los datos. Es una variación de la prueba U de Man-Whitney que se emplea cuando existen a partir de tres series de datos (Wayne, 1991).

Prueba no paramétrica de Dunn

Cuando el valor del estadístico de Kruskal - Wallis que se obtiene es significativo, se indica que al menos uno de los grupos es diferente de al menos otro de los grupos (Araya, 2011). Entonces, se procede a realizar una prueba de comparaciones múltiples. En este caso se recomienda implementar la prueba de Dunn (Siegel y Castellan, 1988), la cual fue empleada en esta investigación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Variación espacial y temporal del dióxido de azufre

Las concentraciones promedio horarias de SO₂ se presenta en la figura 2. En el período de estudio los mayores valores se observaron en la estación de SMP. Una de las causas puede ser el transporte de este contaminante desde la refinería Níco López y de otras fuentes fijas de los municipios de Regla

y Guanabacoa, que se encuentran ubicadas en la dirección de los vientos predominantes en este sitio.

En SMP el máximo valor horario registrado fue de 202,5 µg/m³, que no superó la CMA en 1 hora (250 µg/m³). Mientras que en el InSTEC en una ocasión se superó esta CMA con un valor de 277,2 µg/m³. El resultado puede estar relacionado con el transporte de emisiones de SO₂ desde la refinería Níco López y la termoeléctrica Otto Parellada. Las emisiones de estas fuentes son muy superiores a las provenientes de las calderas de hospitales y empresas cercanas (Cuesta et al., 2014).

En SMP los mínimos se registraron al final de la noche y en la madrugada, posiblemente por la transformación de este contaminante a H₂SO₄, favorecida por la alta humedad relativa. Mientras que el valor máximo se observó a las 2:00 p.m., esto pudo ser por el incremento de la temperatura y la disminución de la humedad relativa (Calderón, 2011).

Por otro lado, en el InSTEC, las concentraciones promedio mostraron un pico máximo a las 9:00 a.m. y los mínimos fueron a las 6:00 a.m. y 5:00 p.m. En la zona metropolitana de Guadalajara, México, se observó un comportamiento similar de este contaminante, durante el período 2001 - 2010 (García et al., 2014). Las pruebas no paramétricas H de Kruskal - Wallis y de Dunn mostraron que los horarios en los que se alcanzó la concentración de SO₂ promedio más elevada, en ambas estaciones, presentaron diferencias estadísticas significativas con las restantes horas del día.

La variación de las concentraciones de SO₂ promedios durante los días de la semana se muestran en la figura 3. Los mayores valores se obtuvieron, por lo general, en los días laborales, por lo que una parte importante del origen de SO₂ en ambas estaciones fue producto de la actividad industrial.

En ambas estaciones, los altos valores pudieron estar relacionados con las emisiones de fuentes fijas como la refinería Níco López (Cuesta et al., 2014).

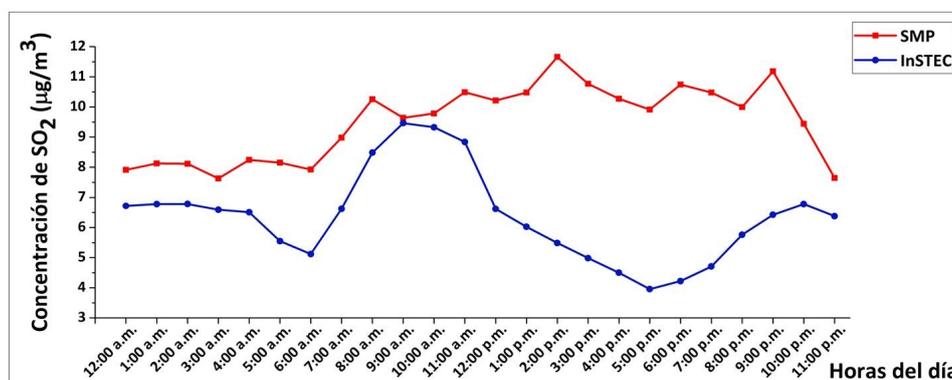


Figura 2. Concentraciones de SO₂ promedio horarias en las EAMA (noviembre del 2015-octubre del 2016)

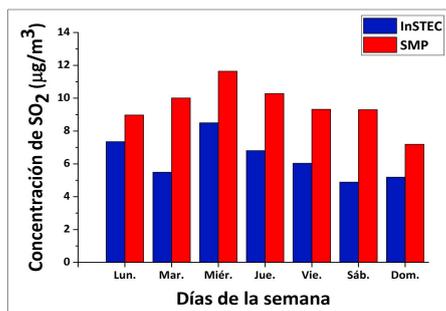


Figura 3. Concentraciones de SO₂ promedios diarias en las EAMA (noviembre del 2015-octubre del 2016)

No se evidenciaron diferencias estadísticamente significativas entre los valores de inmisión de SO₂ respecto a los días de la semana, utilizando las pruebas no paramétricas H de Kruskal - Wallis y de Dunn.

En la figura 4 se muestran las concentraciones de SO₂ promedios mensuales. En el InSTEC se observó en noviembre el valor máximo de 15,0 µg/m³. Este mes presentó un máximo diario de 50,4 µg/m³, que superó la CMA en 24 horas (45 µg/m³). El promedio mensual en diciembre también se mostró alto comparado con los demás meses del año con un valor de 11,5 µg/m³.

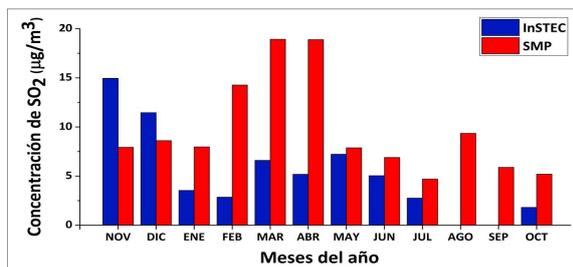


Figura 4. Concentraciones de SO₂ promedio mensuales en las EAMA (noviembre del 2015-octubre del 2016)

Se identificaron diferencias estadísticamente significativas de los meses noviembre y diciembre con los restantes, utilizando las pruebas no paramétricas H de Kruskal - Wallis y de Dunn. Las menores concentraciones se observaron en octubre.

En SMP los promedios mensuales máximos se alcanzaron en marzo y abril, con un valor en ambos meses de 18,9 µg/m³. Los mismos presentaron diferencias estadísticas significativas con los demás meses del año, según las pruebas no paramétricas H de Kruskal-Wallis y de Dunn. El mínimo promedio mensual fue en julio. En los meses de noviembre a abril, las temperaturas tienden a ser más bajas que en el resto del año, lo cual dificulta la dispersión vertical de los contaminantes (Jayamurugan *et al.*, 2013).

Las concentraciones de SO₂ promedio para los períodos poco lluvioso y lluvioso se observan en la figura 5. Se identificó que los valores de inmisión mostraron un aumento estadísticamente

significativo durante el período poco lluvioso en comparación con el período lluvioso, utilizando la prueba no paramétrica U de Mann - Whitney. Esto pudo ser resultado de las abundantes precipitaciones en el período lluvioso, que producen la limpieza de la atmósfera. Además, las bajas temperaturas que se observan en el período poco lluvioso, favorecen el estancamiento de los contaminantes (Cuesta *et al.*, 2017).

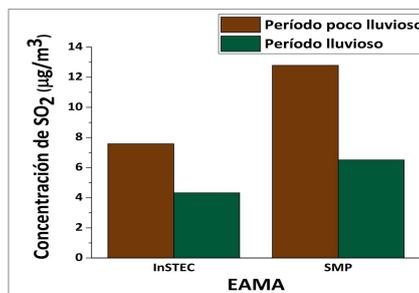


Figura 5. Concentraciones de SO₂ promedio estacionales en las EAMA (noviembre del 2015-octubre del 2016)

Variación espacial y temporal del dióxido de nitrógeno

Las concentraciones de NO₂ promedios horarias se muestran en la figura 6. El comportamiento de este contaminante está muy determinado por el transporte automotor (Cuesta, 1995). Los valores máximos se presentaron en la estación de SMP, debido a las características propias del sitio de muestreo.

Se observaron dos picos de concentraciones máximas; el primero a las 8:00 a.m. y el segundo, entre las 7:00 p.m. y 9:00 p.m. El incremento de la concentración en las primeras horas de la mañana indica la directa relación con las emisiones provenientes de fuentes móviles (Lavado, 2012). Los promedios mínimos horarios se registraron en la madrugada y en horas de la tarde. La disminución de las concentraciones de NO₂ al final de la noche y en la madrugada pudieron deberse al alto contenido de humedad que determina la formación de HNO₃ a partir del NO₂ y el O₃ remanente (Calderón, 2011). Se observaron en ambas estaciones concentraciones promedios horarias dentro de la normativa (CMA en 1 hora - 160 µg/m³).

Las pruebas no paramétricas H de Kruskal - Wallis y de Dunn mostraron que en ambas estaciones los valores de inmisión de NO₂ por hora presentaban diferencias estadísticas significativas entre sí. Principalmente con los horarios en los que se alcanzaba la concentración promedio más elevada.

Las concentraciones de NO₂ promedios diarias durante la semana para el período de estudio mostraron la influencia de las actividades antropogénicas sobre este contaminante (figura 7).

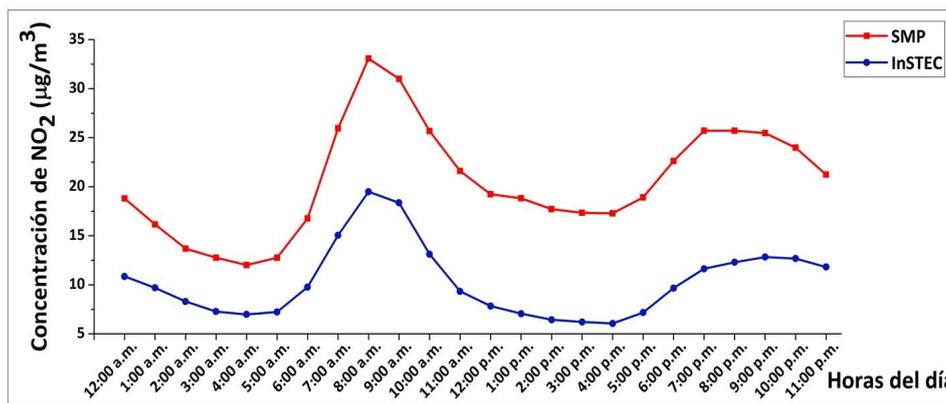


Figura 6. Concentraciones de NO₂ promedio horarias en las EAMA (noviembre de 2015 -octubre de 2016)

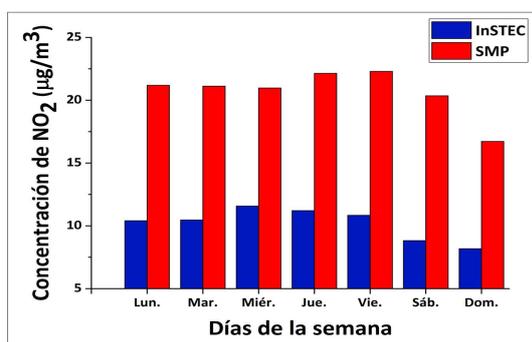


Figura 7. Concentraciones de NO₂ promedio diarias en las EAMA (noviembre de 2015 -octubre de 2016)

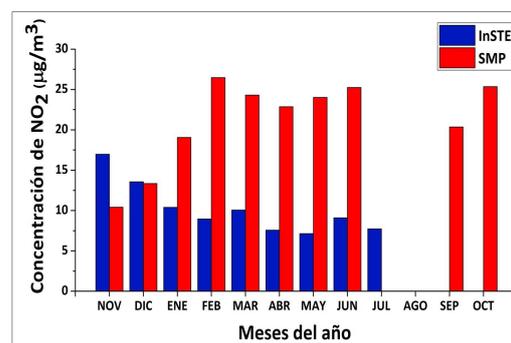


Figura 8. Concentraciones de NO₂ promedio mensuales en las EAMA (noviembre de 2015 -octubre de 2016)

Se observó en las dos estaciones, valores superiores en los días hábiles, lo que corresponde con estudios realizados en regiones urbanas de Chile (Calderón, 2011). Las pruebas no paramétricas H de Kruskal - Wallis aseguraron que en el InSTEC los valores de inmisión de NO₂ durante los días laborales superan significativamente a los del domingo.

En el InSTEC, los mayores promedios mensuales se presentaron en los meses de noviembre y diciembre, como se muestra en la figura 8. Mientras que SMP en estos meses tuvo las concentraciones mínimas. Algunas posibles causas son la persistencia de bajas extratropicales y frentes fríos que condicionan el aumento de la dispersión por el incremento de la fuerza del viento (Cuesta, 1995). Además, por la incidencia de vientos de región norte, lo cual en SMP es sinónimo de ausencia de fuentes potentes de emisión cercanas y en el InSTEC, es la mayor influencia de las calderas de la zona hospitalaria que se haya en esta dirección.

En SMP el máximo promedio tuvo lugar en febrero con un valor de 26,5 µg/m³. Se identificaron cuatro máximos que superaron la concentración admisible en 24 horas (40 µg/m³) con valores entre 41,8 µg/m³ y 42,8 µg/m³, distribuidos en los meses de enero, febrero y marzo.

En la figura 9 se muestran las concentraciones de NO₂ promedios estacionales. En el InSTEC se

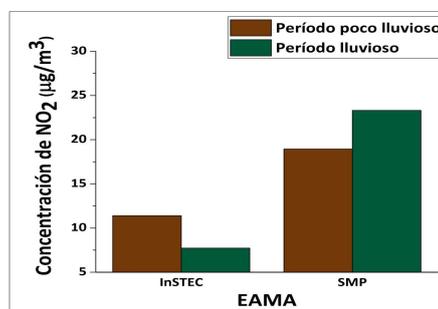


Figura 9. Concentraciones de NO₂ promedio estacionales en las EAMA (noviembre de 2015 -octubre de 2016)

observó un aumento estadísticamente significativo de las inmisiones de este contaminante durante el período poco lluvioso en comparación con el período lluvioso, utilizando la prueba U de Mann - Whitney. En esta estación de exposición de fondo, el incremento de las concentraciones de los contaminantes en el período poco lluvioso, puede estar relacionada con la mayor contribución de las fuentes emisoras externas (Cuesta, 1995; Collazo, 2011).

Las inmisiones de NO₂ en SMP se presentaron superiores durante el período lluvioso. Las que pueden estar asociadas a la mayor contribución de las fuentes locales, esto ratifica lo reportado por Cuesta (1995) de áreas del país bajo la influencia directa del transporte automotor y de las múltiples fuentes de la ciudad.

Variación espacial y temporal del ozono

El O₃ mostró un comportamiento opuesto a la marcha diaria del NO₂ (figura 10). Se observó un mínimo a las 8:00 a.m. y a partir de ese horario, las concentraciones comenzaron a aumentar. Esto se debe al incremento de la radiación solar, que es un factor dominante para la formación de ozono troposférico a partir de los precursores NO_x (NO y NO₂) y COVs (Seinfeld y Pandis, 2006).

En ambas estaciones las mayores concentraciones se alcanzaron entre las 2:00 p.m. y 3:00 p.m. Después de este horario comenzaron nuevamente a disminuir producto del decaimiento de la radiación solar, hasta alcanzar valores mínimos que se mantuvieron prácticamente constantes durante la noche y la madrugada. Esta tendencia también ha sido observada por varios especialistas en otras zonas urbanas (Calderón, 2011; Lavado, 2012; García *et al.*, 2014).

En el InSTEC, en 5 ocasiones fue superada la CMA en 1 hora (150 µg/m³), con valores entre 208,6 µg/m³ y 750,6 µg/m³. En SMP solo se presentó un caso con 498,8 µg/m³. Una posible causa es el mayor porcentaje de calma en el InSTEC con respecto a SMP. Las pruebas no paramétricas H de Kruskal - Wallis y de Dunn evidenciaron diferencias estadísticas significativas entre los valores de inmisión de O₃ respecto a las horas del día, principalmente con los horarios en los que se alcanzaba la concentración promedio más elevada.

Durante la semana no se evidenciaron diferencias estadísticamente significativas entre las inmisiones de O₃ utilizando las pruebas H de Kruskal - Wallis y de Dunn. La figura 11 muestra las concentraciones promedio diarias de este contaminante en el período de estudio. Se observó que las concentraciones de O₃ fueron superiores el domingo. Algunos autores consideran que este fenómeno, llamado “efecto fin de semana”, consiste en una acumulación de ozono en la altura que bajo condiciones meteorológicas específicas irrumpe aumentando el ozono producido en superficie (Lavado, 2012).

Las concentraciones promedio mensuales se presentan en la figura 12. En los meses del año el O₃ se mantuvo dentro de la norma (CMA en 8 horas - 100 µg/m³). En ambas estaciones se obtuvo en febrero el máximo promedio mensual y un máximo secundario en abril.

Estos meses mostraron diferencias estadísticamente significativas con respecto al resto de los meses del año, utilizando las pruebas no paramétricas H de Kruskal - Wallis y de Dunn. Lo que pudo ocurrir como resultado del aporte local de sus precursores y la permanencia de las masas de aire de origen continental que favorecen el incremento de O₃; además por las condiciones de buen tiempo asociadas,

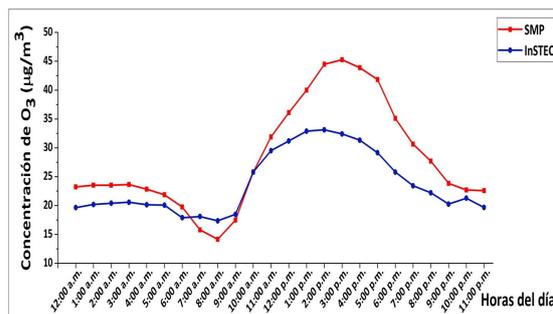


Figura 10. Concentraciones de O₃ promedio horarias en las EAMA en el periodo desde noviembre de 2015 hasta octubre de 2016

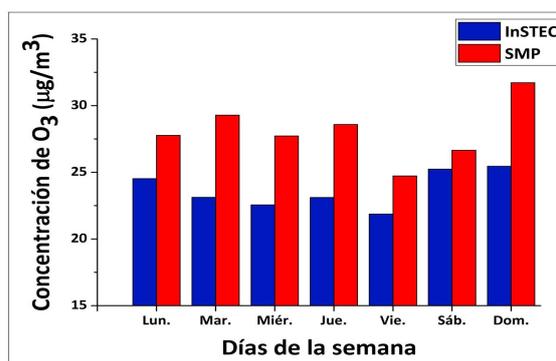


Figura 11. Concentraciones de O₃ promedio diarias en las EAMA (noviembre de 2015 -octubre de 2016)

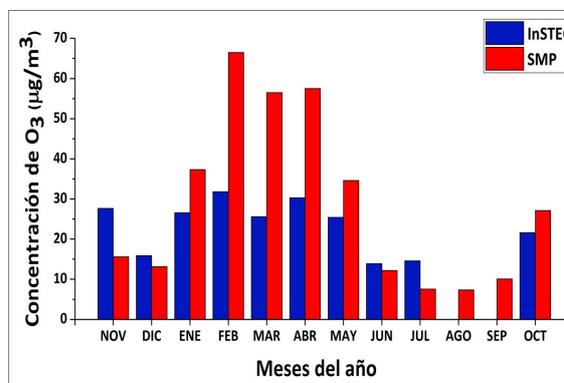


Figura 12. Concentraciones de O₃ promedio mensuales en las EAMA (noviembre de 2015 -octubre de 2016)

con días secos y cielo despejado que provocan la destrucción acelerada de NO₂ (Ramírez, 1989; Cuesta, 1995; Collazo, 2011).

El mínimo correspondió a los meses de junio y agosto en las estaciones del InSTEC y SMP, respectivamente. Una de las causas es la limpieza de la atmósfera como resultado de las abundantes precipitaciones.

El comportamiento estacional de este contaminante en las EAMA en el período de estudio se muestra en la figura 13. Se observó un aumento diferencial estadísticamente significativo durante el período poco lluvioso en comparación con el período lluvioso,

según la prueba U de Mann - Whitney. El resultado pudo estar condicionado por la influencia de las altas presiones continentales migratorias que predominan sobre Cuba en los meses invernales, favoreciendo el transporte transfronterizo de contaminantes como el O₃ (Collazo, 2011).

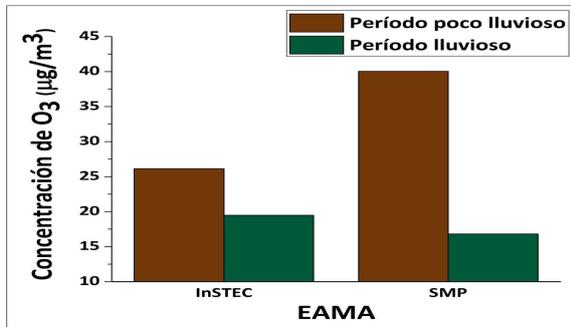


Figura 13. Concentraciones de O₃ promedio estacionales en las EAMA (noviembre de 2015 -octubre de 2016)

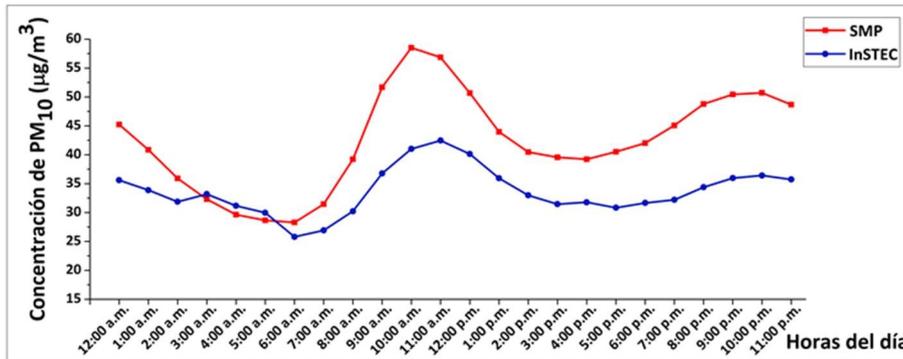
Variación espacial y temporal del material particulado

El ciclo diario de PM₁₀ y PM_{2.5} se muestra en la figura 14. Las concentraciones horarias promedio más elevadas ocurrieron en la estación de SMP, lo que

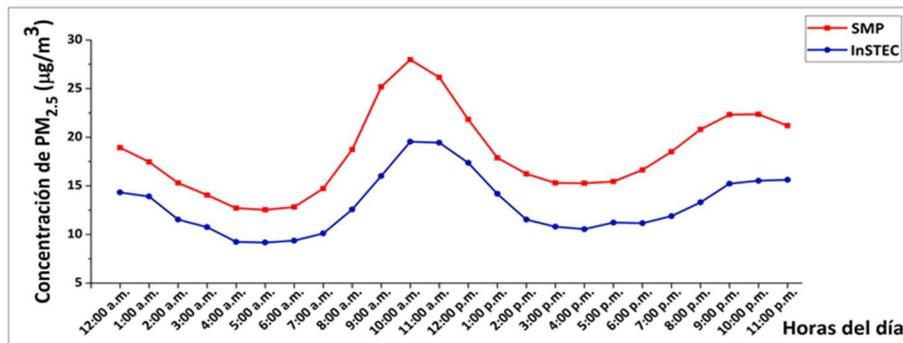
pudo ser resultado de las emisiones asociadas al flujo vehicular y algunas fuentes industriales ubicadas en la región inmediata circundante (Bolufé et al., 2016). Además, pudo haber contribuido el polvo levantado por el viento desde la superficie, ya que a diferencia del InSTEC, esta estación no cuenta con vegetación alrededor.

El horario de máximas correspondió a los intervalos de 9:00 a.m. a 12:00 p.m. y de 8:00 p.m. a 11:00 p.m. Lo que está relacionado con la circulación de los autos. El segundo pudiera, además, ser producto de algún proceso acumulativo favorecido por las condiciones de velocidades del viento cercanas a la calma que ocurren durante la noche (Bolufé et al., 2016).

Se alcanzaron valores extremos de PM₁₀ en ambas estaciones que superaron la CMA en 1 hora (200 µg/m³). En el InSTEC se presentaron 3 casos con valores entre 496,9 µg/m³ y 520,2 µg/m³, mientras que en SMP ocurrieron 5, con valores en el rango de 212,7 µg/m³ a 246,9 µg/m³. En esta última, también se superó la CMA en 1 hora para el PM_{2.5} (100 µg/m³) con valores desde 107,6 µg/m³ a 168,0 µg/m³ (13 veces). Las pruebas no paramétricas H de Kruskal - Wallis y de Dunn evidenciaron diferencias estadísticas significativas en los valores de inmisión de PM₁₀ y PM_{2.5} entre las horas del día.



(a)



(b)

Figura 14. Concentraciones promedio horarias de (a) PM₁₀ y (b) PM_{2.5} en las EAMA (noviembre de 2015 -octubre de 2016)

Las concentraciones promedio diarias durante la semana para el PM₁₀ y PM_{2.5} se muestran en la figura 15. Las menores concentraciones se observaron el domingo. Las pruebas H de Kruskal - Wallis y de Dunn mostraron diferencias estadísticas significativas entre el domingo y el resto de los días de la semana. Al igual que para el SO₂ y NO₂ esto se debe a las fuentes antropogénicas.

En ambas estaciones se superó la CMA en 24 horas de estos contaminantes. Para el PM₁₀ se presentaron 8 casos en la estación del InSTEC, mientras que en SMP, fue superior a esta cantidad (29 casos) con valores entre 52,3 µg/m³ y 119,8 µg/m³. De igual manera, para el PM_{2.5} la CMA en 24 horas (25 µg/m³) fue superada en el InSTEC en 6 ocasiones y en SMP un total de 21 veces (desde 27,6 µg/m³ hasta 72,0 µg/m³).

La figura 16 muestra la concentración promedio mensual de PM₁₀ y PM_{2.5} para los meses de noviembre 2015 a marzo 2016 en el InSTEC y en SMP de noviembre 2015 a abril 2016 y de octubre 2016. No se pudo determinar diferencias entre los meses del año producto de la falta de datos. Solo fue representativo que el valor medio mensual de marzo superó la CMA en 24 horas para el PM₁₀ (50 µg/m³) en SMP.

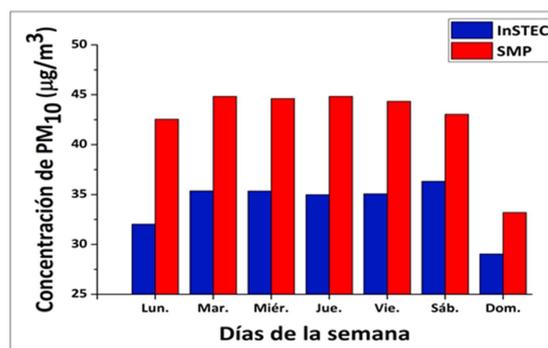
CONCLUSIONES

Las concentraciones de los contaminantes atmosféricos estudiados se corresponden con los patrones de distribución característicos de localidades urbanas. En San Miguel del Padrón siempre se observaron concentraciones superiores con respecto al Instituto Superior de Tecnologías y Ciencias Aplicadas por las características propias de cada estación. El SO₂, NO₂, PM₁₀ y PM_{2.5} alcanzaron sus valores promedios máximos en horas de la mañana. Mientras que el O₃ alcanzó sus promedios máximos en horarios vespertinos. El domingo fue el día de la semana con las menores concentraciones para los contaminantes atmosféricos con excepción del O₃. Durante los meses del período poco lluvioso se observaron incrementos en las inmisiones de contaminantes atmosféricos. El material particulado (PM₁₀ y PM_{2.5}) fue el contaminante que con frecuencia mayor superó la concentración máxima admisible de la NC 1020: 2014.

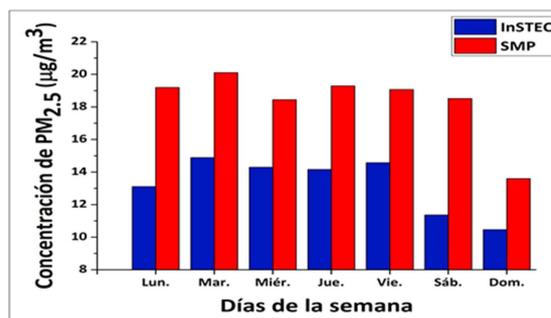
REFERENCIAS

Araya, S. (2011). *Evaluación de los procedimientos de comparaciones múltiples no paramétricas para una y dos vías de clasificación utilizados en la investigación biológica* [Tesis de maestría, Universidad Central de Venezuela]. Facultad de Agronomía.

Bolufé, J., Guevara, V. A., León, A., Rivero, A., León, L., González, Y., & Cuesta, O. (2016). *Efectos del clima y la calidad del aire en la crisis aguda de asma bronquial en La Habana* (Informe de

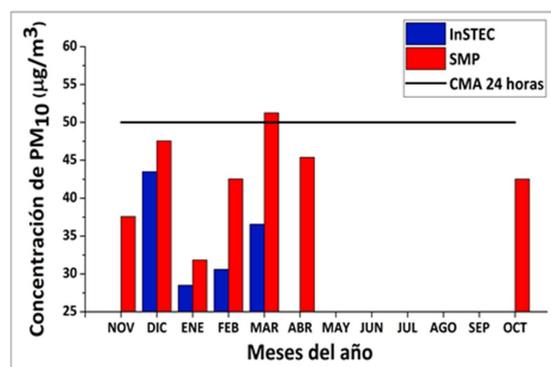


(a)

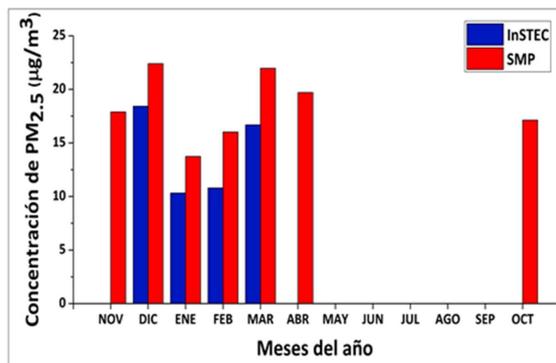


(b)

Figura 15. Concentraciones promedio diarias de (a) PM₁₀ y (b) PM_{2.5} en las EAMA (noviembre de 2015 -octubre de 2016)



(a)



(b)

Figura 16. Concentraciones promedio mensuales de (a) PM₁₀ y (b) PM_{2.5} en las EAMA (noviembre de 2015 -octubre de 2016)

- Resultado). Instituto de Meteorología, Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente.
- Calderón, V. A. (2011). *Evaluación de riesgos a la salud humana y vegetacional debido a la presencia atmosférica de contaminantes MPI0, MP2.5, SO2, NO2, O3 y elementos traza en la cuenca del Aconcagua, Chile* [Tesis de maestría, Universidad de Chile]. Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza.
- Collazo, A. (2011). *Análisis de la contaminación transfronteriza y local de contaminantes gaseosos precursores de la depositación ácida húmeda y formación de ozono en Cuba* [Tesis de maestría, Universidad de Chile].
- Cuesta, O. (1995). *Caracterización de las concentraciones de los principales compuestos del nitrógeno atmosférico en Cuba y su relación con los Tipos de Situaciones Sinópticas* [Tesis doctoral, Instituto de Meteorología]. Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente.
- Cuesta, O., Collazo, A., González, Y., Fonseca, M., Carla, A., & Rodríguez, Y. (2014). *Caracterización de la dispersión de las concentraciones de los contaminantes atmosféricos emitidos por las principales fuentes fijas y su impacto potencial en La Habana*. Instituto de Meteorología.
- Cuesta, O., Sosa, C., Iraola, C., González, Y., Núñez, V., & Fonte, A. (2017). Inventario nacional de emisiones atmosféricas de las principales fuentes fijas. *Revista Cubana de Meteorología*, 23(2). <https://cu-id.com/2377/ojs238>
- García, M., Ulloa, H., Ramírez, H., Fuentes, M., Arias, S., & Espinosa, M. (2014). Comportamiento de los vientos dominantes y su influencia en la contaminación atmosférica en la zona metropolitana de Guadalajara, Jalisco, México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*.
- Jayamurugan, R., Kumaravel, B., Palanivelraja, S., & Chockalingam, M. P. (2013). Influence of Temperature, Relative Humidity and Seasonal Variability on Ambient Air Quality in a Coastal Urban Area. *International Journal of Atmospheric Sciences*, 2013, 264046. <https://doi.org/10.1155/2013/264046>
- Lavado, A. L. (2012). *Las Condes como punto focal de la contaminación estival por ozono en la ciudad de Santiago* [Tesis de maestría, Universidad de Chile]. Facultad de Ciencias Forestales y Conservación de la Naturaleza.
- López, C. (2006). Composición química y contaminación de la atmósfera. En *Introducción a la gestión de la calidad del aire* (pp. 4-17). Instituto de Meteorología.
- López, R., Bolufé, J., Sosa, C., García, E., Manso, R., & Cuesta, O. (2015). *Contribución a la gestión de la calidad del aire en Cuba: Gases contaminantes y Componentes químicos de la lluvia y su relación con las fuentes de emisión y condiciones meteorológicas* (Informe de Resultado). Instituto de Meteorología, Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente.
- Ramírez, J. (1989). *Estudio de las variaciones en las concentraciones de ozono troposférico en Cuba y su vinculación con algunos fenómenos meteorológicos* [Tesis doctoral, Universidad de La Habana].
- Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N. (2006). Wet deposition. En *Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change* (2ª ed., pp. 932-979). John Wiley & Sons.
- Siegel, S., & Castellan, N. J. (1988). *Nonparametric statistics for the behavioral sciences* (2ª ed.). McGraw-Hill.
- Wayne, D. (1991). Estadísticas no paramétricas y de libre distribución. En *Bioestadística. Base para el análisis de las ciencias de la salud* (pp. 503-557). Ed. Simusa.

Dra. Rosemary López Lee. Instituto de Meteorología de Cuba (INSMET), La Habana, Cuba. E-mail: rosemary.lopez@insmet.cu

MSc. Arnaldo Evaristo Collazo Aranda. Instituto de Meteorología de Cuba (INSMET), La Habana, Cuba. E-mail: acollazo40@gmail.com

Dr. Osvaldo Cuesta Santos. Instituto de Meteorología de Cuba (INSMET), La Habana, Cuba. E-mail: osvaldo.cuesta@insmet.cu