

# Relación entre los incendios forestales y la calidad del aire y las precipitaciones en el Área Metropolitana de Asunción, Paraguay

Relationship between forest fires and air quality and rainfall in the Metropolitan Area of Asunción, Paraguay

Relação entre incêndios florestais e qualidade do ar e precipitação na Área Metropolitana de Assunção, Paraguai

- ✉ DIANA DIEZ-PÉREZ-NÚÑEZ (1)  
✉ ÁNGEL RINCÓN RODRÍGUEZ (2)  
✉ ANALÍA SOLEDAD GAMARRA ROLÓN (1)  
✉ AURA MICAELA MIRANDA GARCETE (1)  
✉ BETARRAM CABALLERO (1)  
✉ MARÍA CIELO NÚÑEZ FERREIRA (1)  
✉ CLARA CANO (1)  
✉ DORINA CATALINA FRUTOS MORALES (1)  
✉ FRANCISCO ARZAMENDIA (1)  
✉ LARISA MONSERRATH IBARRA AMARILLA (1)  
✉ LARISSA ANTONELLA CORONEL RODRÍGUEZ (1)  
✉ MAX ALEXANDER ROMERO ESPÍNOLA (1)  
✉ MELISSA CAROLINA FIGUEREDO MENDOZA (1)  
✉ NATASHA ANTONELLA BARRIOS CARRERA (1)  
✉ SOFÍA DEL PILAR CHAMORRO CARDOZO (1)  
✉ SOFÍA BELÉN LÓPEZ LÓPEZ (1)  
✉ LUZ MARÍA T. ESCOBAR NÚÑEZ (1)  
✉ CRISTIAN M. ARGÜELLO LLAMOSAS (1)  
✉ MARCELO D. LÓPEZ BÁEZ (1)  
✉ TOBÍAS M. LÓPEZ-RAMÍREZ (1)  
✉ FÁTIMA J. BÁEZ VÁZQUEZ (1)  
✉ JORGE A. BELOTTO (1)

(1) Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Nacional de Asunción, San Lorenzo, Paraguay.

(2) Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Asunción, San Lorenzo, Paraguay.

RECIBIDO: 1/10/2025 → APROBADO: 28/11/2025 ✉ ddiezperez@qui.una.py

## RESUMEN

Los incendios forestales provocan efectos adversos significativos en áreas urbanas y rurales. El objetivo de este estudio fue evaluar la influencia de los incendios forestales sobre la composición química del agua de lluvia y la calidad del aire en el Área Metropolitana de Asunción, Paraguay. Se recogieron muestras de agua de lluvia en septiembre y noviembre de 2024. Se analizaron pH, nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) y sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) mediante métodos estandarizados. La calidad del aire se analizó de junio a diciembre de 2024, mediante sensores semiprofesionales. Los resultados no indicaron indicios de lluvia ácida ( $\text{pH} < 5,6$ ). En septiembre, las concentraciones de nitrato ( $11,92 \pm 4,98 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) y sulfato ( $11,38 \pm 4,21 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) fueron significativamente superiores ( $p < 0,05$ ) a las registradas en noviembre ( $3,78 \pm 5,55 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  y  $4,33 \pm 3,14 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), respectivamente, lo que sugiere una mayor presencia de precursores ácidos ( $\text{NO}_x$  y  $\text{SO}_2$ ) en la atmósfera durante el periodo afectado por el incendio. La calidad del aire mostró concentraciones elevadas de  $\text{PM}_{2,5}$ , con picos críticos a principios de septiembre. Estos resultados subrayan la necesidad de una vigilancia atmosférica integrada y de políticas medioambientales específicas para mitigar los efectos de los incendios forestales en los ecosistemas urbanos y periurbanos.

**Palabras clave:** agua de lluvia, nitrato, sulfato, material particulado.

## ABSTRACT

The forest fires cause significant adverse effects in urban and rural areas. The objective of the study was to evaluate the influence of forest fires on the chemical composition of rainwater and air quality in the Metropolitan Area of Asunción, Paraguay. Rainwater samples were collected in September and November 2024. pH, nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) and sulfate ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) were analyzed using standardized methods. Air quality was analyzed from June to December 2024 using semi-professional sensors. The results indicated no evidence of acid rain ( $\text{pH} < 5.6$ ). In September, nitrate ( $11.92 \pm 4.98 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) and sulfate ( $11.38 \pm 4.21 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) concentrations were significantly higher ( $p < 0.05$ ) than those recorded in November ( $3.78 \pm 5.55 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  and  $4.33 \pm 3.14 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), respectively, suggesting an increased presence of acid precursors ( $\text{NO}_x$  and  $\text{SO}_2$ ) in the atmosphere during the fire-affected period. Air quality showed elevated concentrations of  $\text{PM}_{2.5}$ , with critical peaks in early September. These findings underscore the need for integrated atmospheric monitoring and targeted environmental policies to mitigate the effects of forest fires on urban and peri-urban ecosystems.

**Keywords:** rainwater, nitrate, sulfate, particulate matter.

## RESUMO

Incêndios florestais causam efeitos adversos significativos em áreas urbanas e rurais. O objetivo deste estudo foi avaliar a influência dos incêndios florestais na composição química da água da chuva e na qualidade do ar na Região Metropolitana de Assunção,

Paraguai. Amostras de água da chuva foram coletadas em setembro e novembro de 2024. O pH, nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) foram analisados usando métodos padronizados. A qualidade do ar foi analisada de junho a dezembro de 2024 usando sensores semiprofissionais. Os resultados não mostraram sinais de chuva ácida ( $\text{pH} < 5,6$ ). Em setembro, as concentrações de nitrato ( $11,92 \pm 4,98 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) e sulfato ( $11,38 \pm 4,21 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) foram significativamente maiores ( $p < 0,05$ ) do que as registradas em novembro ( $3,78 \pm 5,55 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  e  $4,33 \pm 3,14 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), respectivamente, sugerindo uma maior presença de precursores ácidos ( $\text{NO}_x$  e  $\text{SO}_2$ ) na atmosfera durante o período de incêndios. A qualidade do ar apresentou concentrações elevadas de  $\text{PM}_{2,5}$ , com picos críticos no início de setembro. Esses resultados reforçam a necessidade de monitoramento atmosférico integrado e políticas ambientais direcionadas para mitigar os efeitos dos incêndios florestais nos ecossistemas urbanos e periurbanos.

**Palavras-chave:** água da chuva, nitrato, sulfato, material particulado.

## INTRODUCCIÓN

Los bosques ofrecen una serie de beneficios ecológicos e hidrológicos fundamentales, como la mejora de la infiltración y la retención del agua. En muchos países en desarrollo, donde las comunidades rurales dependen de los bosques para su subsistencia, se han implantado estructuras alternativas de gobernanza forestal (Nasirzadehdizaji y Akyuz, 2022; Tadesse et al., 2022). Sin embargo, los incendios forestales provocan efectos adversos significativos sobre la estructura del suelo, reduciendo su capacidad de retención del agua e incrementando la erosión. También alteran la composición química del suelo y liberan grandes cantidades de contaminantes atmosféricos, incluyendo material particulado, gases traza y compuestos orgánicos volátiles (Nasirzadehdizaji y Akyuz, 2022).

La quema de bosques no solo constituye una fuente adicional difusa de elementos principales y trazas en el sistema suelo-sedimento-agua-planta, sino que también representa la forma más común de degradación de los bosques y sus ecosistemas, provocando una pérdida parcial o total de sus efectos positivos (Alexakis, 2020; Nasirzadehdizaji y Akyuz, 2022). Oduber et al. (2020) evidenciaron un incremento en las concentraciones de nitratos, sulfatos y otros componentes químicos debido al efecto de los incendios forestales en León, España. Además, en un análisis realizado por Dick y Schumacher (2019), en el Bioma Pampa (Brasil), se encontró que la quema de vegetación es responsable de la modificación de la composición química de la lluvia, incidente producto del aumento de las concentraciones de aniones como sulfato, cloruro y nitrato en la atmósfera. Por lo tanto, los incendios aumentan la carga de sedimentos, nutrientes, metales pesados, carbono orgánico disuelto (COD), nitratos en aguas superficiales (Pennino et al., 2022) y liberan mercurio en la atmósfera (Tuhý et al., 2020a y 2020b).

Los efectos de los incendios forestales trascienden los límites del ecosistema donde ocurren, ya que los contaminantes atmosféricos como los óxidos nitrosos, compuestos orgánicos volátiles, ozono, y material particulado, junto con al menos 20 tipos de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) reconocidos por la Agencia de Protección Medioambiental de Estados Unidos (EPA), pueden transportarse largas distancias y afectar

la salud de las poblaciones (Wilgus y Merchant, 2024). Existe una asociación positiva entre la exposición a partículas finas ( $PM_{2.5}$ ) de los incendios forestales y un aumento en la mortalidad y la morbilidad respiratoria (asma, enfermedad pulmonar obstructiva crónica, bronquitis y neumonía) (Isley y Taylor, 2020; Wilgus y Merchant, 2024).

En Paraguay, al igual que en otros países sudamericanos, la quema de campos para limpieza en establecimientos ganaderos y rotación de forrajes es una práctica común. Durante períodos de extrema sequedad, el riesgo de incendios puede aumentar en un 69 %, con una mayor incidencia entre junio y noviembre (Lorenz Zimmermann et al., 2021; Molinas-González y Florentín, 2021). Sin embargo, los datos específicos sobre la ocurrencia de incendios forestales en Paraguay son limitados (Florentín y Ramírez, 2020), así como la evaluación de su impacto en la calidad del aire y la precipitación.

Entre los años 2001 y 2019, se registraron 41.812.746 ha de áreas quemadas en todo el país, siendo el año 2007 el que se destacó por tener la mayor cantidad de superficies quemadas (3.676.127,96 ha), mientras que en el 2017 fueron 3.274.669,25 ha y en el 2019, 2.387.687,94 ha (Florentín y Ramírez, 2020). En el 2019, los incendios forestales no solo afectaron a 12 de los 17 departamentos de Paraguay, sino también a varios países de Sudamérica (Irala et al., 2021). A raíz de dicho evento, Irala et al. (2021) destacan la relación entre los incendios forestales y el incremento de enfermedades respiratorias, subrayando la necesidad de contar con sistemas de vigilancia epidemiológica eficaces durante eventos ambientales extremos.

Ante los escasos o incipientes sistemas de monitoreo de la calidad del aire en el Paraguay, el análisis de iones como nitrato ( $NO_3^-$ ) y sulfato ( $SO_4^{2-}$ ), reconocidos marcadores de la contaminación atmosférica derivada de la combustión de biomasa, constituye una técnica ampliamente usada para rastrear el impacto de los incendios en la atmósfera y en los ecosistemas locales. En Paraguay, el estudio de caracterización de la composición del agua de lluvia durante la temporada de incendios forestales presenta una alternativa que permite evaluar el impacto de áreas extensas de manera económica, eficiente y científicamente validada para medir el impacto de los incendios forestales, complementar la vigilancia ambiental y ayudar a respaldar la necesidad de políticas públicas enfocadas en la prevención, el monitoreo y la mitigación de los efectos de estos eventos sobre la salud pública y el medio ambiente.

En este sentido, el presente trabajo busca establecer una relación entre la gran oleada de incendios forestales de septiembre de 2024 que afectaron la calidad del aire en varios países de Sudamérica (especialmente en Paraguay), con muestras de agua de lluvia recolectadas en el Área Metropolitana de Asunción en dicha temporada y el análisis de datos de una estación de monitoreo de material particulado ( $PM_{2.5}$ ), situado en la ciudad de Asunción. El incendio masivo de unas 242.695 hectáreas en la región norte del Chaco paraguayo (frontera con Bolivia), que afectó la Reserva Natural del Cerro Chovoreca y 127.973 hectáreas en la Región Oriental (Instituto Forestal Nacional-INFONA, 2024), generaron partículas y gases contaminantes que se transportaron hasta aproximadamente 1.000 km, donde se localiza la capital del país, que incluso llevó al Ministerio de Salud Pública y Bienestar Social a emitir una alerta epidemiológica (Paraguay. Ministerio de Salud Pública y Bienestar Social - MSP y BS, 2024a).

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El estudio se desarrolló en el Área Metropolitana de Asunción (AMA), Paraguay. Se seleccionaron quince (15) puntos de muestreo localizados en las viviendas de los estudiantes de la cátedra de Química Ambiental de la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Nacional de Asunción del año 2024. Los puntos de muestreo fueron ubicados estratégicamente en las ciudades de Asunción, Luque, Fernando de la Mora, Lambaré, Mariano Roque Alonso, San Lorenzo, Capiatá, Ñemby y San Antonio, de tal manera a obtener un muestreo representativo. Si bien el AMA también abarca las ciudades de Limpio y Villa Elisa (Paraguay. MADES, PNUD y FMAM, 2019), no fue posible seleccionar puntos de muestreo en estas localidades. Para la evaluación de la calidad del aire, se han utilizado datos de la concentración de partículas finas ( $PM_{2,5}$ ) registradas durante el segundo semestre del año 2024 por un sensor ubicado en la Embajada de Estados Unidos en Asunción, Paraguay (Av. Mariscal López y Av. Juscelino Kubitschek).

### Colecta de muestras de agua

El muestreo de agua de lluvia se llevó a cabo en dos campañas. La primera se realizó en septiembre de 2024, mes en que el Ministerio de Salud Pública y Bienestar Social emitió una alerta epidemiológica debido al impacto de los incendios forestales (Paraguay. Ministerio de Salud Pública y Bienestar Social - MSP y BS, 2024a) y coincidiendo que la primera precipitación fue posterior a los incendios. La segunda campaña de muestreo tuvo lugar en noviembre de 2024, durante un periodo sin episodios de incendios forestales y luego de un periodo de incremento gradual de precipitaciones entre los meses de septiembre con 5,0 mm, octubre con 32,3 mm y noviembre con 55,4 mm (Paraguay. Dirección Nacional de Aeronáutica Civil- DINAC, 2024). Para la recolección de las muestras se utilizaron recipientes de Policloruro de Vinilo (PVC) de 2 litros, dispuestos al aire libre en zonas despejadas, alejados de árboles, cables, vegetación y animales (Chaves-Solano et al., 2021) y asegurados de manera de evitar su desplazamiento por acción del viento (Anexo 1). Una vez finalizadas las precipitaciones, los envases fueron sellados, etiquetados y almacenados en refrigeración hasta su traslado al laboratorio para su análisis. Es importante señalar que en ambas campañas los envases de muestreo se mantuvieron abiertos durante 24 h.

### Análisis fisicoquímico del agua

En primer lugar, se midió con probeta o pipeta calibradas el volumen de agua recolectada en cada muestra, seguido de la medición del pH (Oakton 450, Estados Unidos). La concentración de nitrato se determinó midiendo la absorbancia por espectrofotometría UV-VIS (Genesys 10S ThermoScientific, Estados Unidos), según el método EPA 352.1 (U.S. Environmental Protection Agency, 1971); y la concentración de sulfato se determinó mediante el método 4500- $SO_4^{2-}$  (American Public Health Association, 2017). Todos los equipos fueron previamente calibrados, los métodos analíticos fueron verificados, y se

realizaron curvas de calibración para garantizar la confiabilidad de los resultados. Para el análisis estadístico se empleó el software SPSS (IBM Corp., 2017). Se calcularon la media y la desviación estándar de los parámetros analizados, y se aplicó la prueba no paramétrica de U-Mann Whitney para comparar los resultados obtenidos entre ambas campañas de muestreo.

## Datos de calidad del aire

Los datos de calidad del aire corresponden a mediciones de concentración de partículas finas ( $PM_{2,5}$ ) registradas por un sensor ubicado en la Embajada de Estados Unidos en Asunción, Paraguay (World Air Quality Index Project, 2008). La estación pertenece a la iniciativa World Air Quality Index Project (2008) para el monitoreo de calidad del aire a nivel mundial mediante sensores semiprofesionales GAIA, diseñados por los laboratorios Earth Sensing y avalados por agencias de protección ambiental internacionales (Earth Sensing Labs, s.d.). Se han determinado registros horarios y se han calculado los valores mínimos, máximos, mediana, primer cuartil (q1), tercer cuartil (q3) y desviación estándar (stdev) para cada día del segundo semestre del 2024 (junio a diciembre) que corresponde al periodo de estudio. Las concentraciones de material particulado se utilizan para determinar la evolución de la calidad del aire durante los meses de recolección de agua de lluvia analizados.

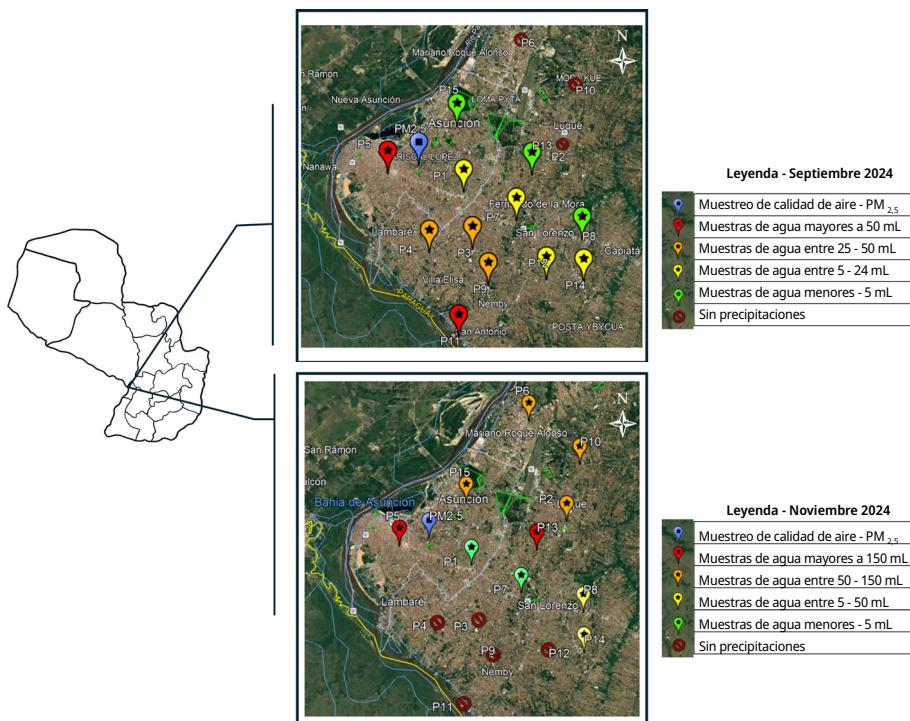
## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Volumen de agua recogida en las campañas de muestreo

El volumen de agua pluvial recolectado no fue homogéneo en el Área Metropolitana de Asunción (AMA), como se muestra en la Tabla 1. En septiembre se colectó el agua de lluvia en el 80 % de los puntos de muestreo establecidos (12 de 15), mientras que en el mes de noviembre esta cifra disminuyó al 67 % (10 de 15). En la Figura 1 se visualiza que durante el mes de septiembre los mayores volúmenes de agua ( $> 50$  mL) se registraron en los puntos P5 y P11. A partir de allí, los volúmenes fueron disminuyendo progresivamente hacia el noreste, hasta no registrarse precipitaciones en los puntos P2, P6 y P10. En cambio, en el mes de noviembre, las mayores precipitaciones se registraron en el centro-norte del AMA, con volúmenes de 224 mL en el punto P13 y 630 mL, en el punto P5, mientras que al sur no se registraron precipitaciones.

**TABLA 1.** Volumen (mL) de agua recogido en ambas campañas de muestreo.

Mes	N	Mínimo	Máximo	Media	Desviación estándar
Septiembre	12	2,5	113,0	27,9	34,4
Noviembre	10	0,2	630,0	131,5	188,3



**FIGURA 1.** Puntos de muestreo de agua de lluvia y calidad del aire del Área Metropolitana de Asunción (AMA). La variación de colores de los puntos de muestreo se relaciona con el volumen de agua de lluvia recogida en las campañas de septiembre y noviembre (Google LLC, 2024).

El volumen de agua recolectado durante ambas campañas de muestreo fue ligeramente inferior a los registros de precipitaciones proporcionados por la Dirección Nacional de Aeronáutica Civil (DINAC): septiembre/2024, 5 mm y noviembre/2024, 55,4 mm (Paraguay. Dirección Nacional de Aeronáutica Civil- DINAC, 2024). Como se muestra en el Anexo 5, el promedio de precipitaciones en el presente estudio fue de 3,55 mm en septiembre y de 16,74 mm en noviembre.

Esta variabilidad espacial podría atribuirse a la distribución irregular de las precipitaciones y a efectos locales como la topografía, las corrientes de aire y las fuentes urbanas de calor. Como consecuencia, la insuficiencia de volumen en algunos puntos limitó la posibilidad de realizar análisis fisicoquímicos completos y repeticiones de los ensayos para cálculos de incertidumbre, lo que introduce una restricción en la representatividad espacial de los resultados para ciertas zonas del AMA.

## Calidad del agua de las precipitaciones

Como se observa en la Tabla 2 y la Figura 2, durante la primera campaña de muestreo, correspondiente al mes de septiembre, el valor medio del pH registrado en las precipitaciones fue de  $6,85 \pm 0,31$  UpH, ligeramente inferior al registrado durante la segunda campaña en noviembre, que alcanzó un valor medio de  $7,22 \pm 0,56$  UpH. A pesar

de esta aparente disminución del pH durante el primer periodo, los resultados del análisis estadístico no revelaron una diferencia significativa entre ambos periodos (prueba U de Mann-Whitney,  $p = 0,075$ ), lo cual indica que desde un punto de vista estadístico no puede atribuirse con certeza una variación sustancial del pH entre las dos campañas.

Esta leve disminución del pH en septiembre podría estar asociada a la mayor frecuencia e intensidad de los incendios forestales y de pastizales, así como la quema de campos para la rotación de forrajes y limpieza en establecimientos ganaderos (Anexo 2) que se caracterizan por ser prácticas comunes en el Paraguay (Molinas-González y Florentín, 2021), acompañado de la estación seca en el Área Metropolitana de Asunción (AMA). Durante estos eventos, la combustión de biomasa emite precursores ácidos como dióxido de azufre ( $\text{SO}_2$ ) y óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ), que pueden reaccionar en la atmósfera con el vapor de agua para formar ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) y ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ ), los cuales tienden a acidificar el agua de lluvia. Sin embargo, la concentración de estos compuestos ácidos durante el primer periodo no fue suficiente para superar la capacidad amortiguadora natural de la atmósfera o del propio sistema de captación de lluvia, lo que evitó una reducción crítica del pH.

Cabe señalar que en ningún momento los valores registrados descendieron por debajo del umbral convencional de 5,6 UpH, límite generalmente aceptado para definir episodios de lluvia ácida (Bini y Bresolin, 1998). Tal como se muestra en la Figura 2, la diferencia en los valores medios de pH entre septiembre y noviembre se representa visualmente por encima de esta línea de referencia (indicada en rojo punteado). Por lo tanto, a pesar de la presencia de emisiones contaminantes derivadas de la quema de biomasa, las precipitaciones analizadas no alcanzaron condiciones de acidez atmosférica crítica.

Este hallazgo tiene implicancias ambientales relevantes para la región del AMA. El mantenimiento de un pH cercano a la neutralidad en el agua de lluvia sugiere una relativa resiliencia del sistema atmosférico local frente a episodios de contaminación transitoria. En consecuencia, se minimizan riesgos potenciales como la acidificación del suelo, la lixiviación de cationes esenciales ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ) o la afectación de procesos ecológicos clave como la germinación de semillas y la absorción de nutrientes, fenómenos particularmente sensibles en los entornos agrícolas urbanos y periurbanos, de los cuales dependen muchas familias del AMA para su sustento alimentario (Zhang, 2023).

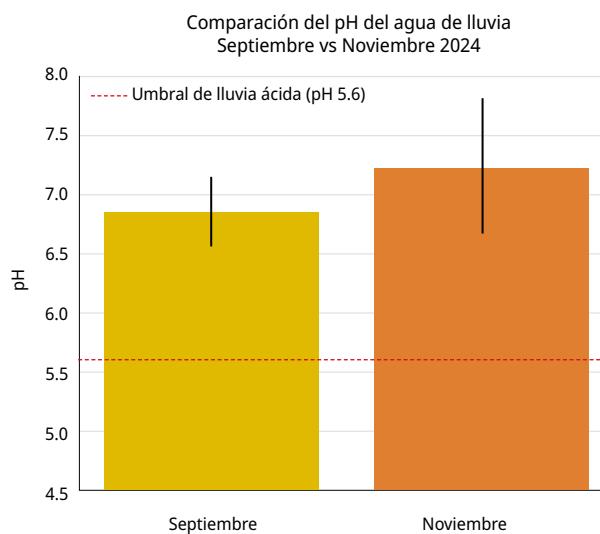
**TABLA 2.** Resultados del análisis del agua de lluvia recogida en el Área Metropolitana de Asunción en septiembre y noviembre de 2024.

Código	Ciudad	Septiembre			Noviembre		
		pH (UpH)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg·L <sup>-1</sup> )	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg·L <sup>-1</sup> )	pH (UpH)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg·L <sup>-1</sup> )	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg·L <sup>-1</sup> )
P1	Asunción	6,04	13,44 <sup>†</sup>	**	**	**	**
P2	Luque	**	**	**	6,39	2,12 ± 0,12	2,41 <sup>†</sup>
P3	Fernando de la Mora	6,86	12,06 <sup>†</sup>	17,45 <sup>†</sup>	**	**	**
P4	Lambaré	7,02	4,64 <sup>†</sup>	8,63 <sup>†</sup>	**	**	**
P5	Asunción	7,26	8,85 <sup>†</sup>	12,74 <sup>†</sup>	7,38	2,17 ± 0,36	2,74 <sup>†</sup>
P6	Mariano Roque Alonso	**	**	**	7,25	2,23 ± 0,57	2,62 <sup>†</sup>
P7	San Lorenzo	6,93	14,21 <sup>†</sup>	**	**	24,40 <sup>†</sup>	**
P8	Capiatá	6,74	19,86 <sup>†</sup>	**	7,90	3,53 ± 0,47	10,73 <sup>†</sup>
P9	Ñemby	6,92	8,11 <sup>†</sup>	11,63 <sup>†</sup>	**	**	**
P10	Luque	**	**	**	7,66	2,83 <sup>†</sup>	5,16 <sup>†</sup>
P11	San Antonio	7,09	2,67 <sup>†</sup>	6,43 <sup>†</sup>	**	**	**
P12	San Lorenzo	7,02	15,74 <sup>†</sup>	**	**	**	**
P13	San Lorenzo	**	16,17 <sup>†</sup>	**	6,39	1,41 ± 0,09	1,44 <sup>†</sup>
P14	Capiatá	6,71	13,20 <sup>†</sup>	**	7,53	1,93 ± 0,37	5,07 <sup>†</sup>
P15	Asunción	6,81	14,16 <sup>†</sup>	**	7,23	3,16 ± 0,21	2,87 <sup>†</sup>
<b>Media</b>		<b>6,85</b>	<b>11,92</b>	<b>11,38</b>	<b>7,22</b>	<b>3,78</b>	<b>4,33</b>
<b>Desviación estandar</b>		<b>0,31</b>	<b>4,98</b>	<b>4,21</b>	<b>0,56</b>	<b>5,55</b>	<b>3,14</b>

\*\* El volumen de agua recogido no permitió determinar el parámetro.

† El volumen de agua recogido no fue suficiente para determinar el parámetro por duplicado.





**FIGURA 2.** Comparación del pH del agua de lluvia en el Área Metropolitana de Asunción (Fuente: elaboración propia).

Con relación a la composición química de las precipitaciones, el análisis de los aniones secundarios reveló diferencias estadísticamente significativas entre las dos campañas de muestreo, particularmente en las concentraciones de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) y sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) (prueba U de Mann-Whitney,  $p < 0,05$ ). Durante septiembre, se registraron concentraciones notablemente superiores para ambos aniones ( $11,92 \pm 4,98 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para  $\text{NO}_3^-$  y  $11,38 \pm 4,21 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para  $\text{SO}_4^{2-}$ ), en comparación con noviembre ( $3,78 \pm 5,55 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  y  $4,33 \pm 3,14 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , respectivamente). Este patrón coincide con el periodo de mayor actividad de incendios forestales y quema de biomasa en el norte del Chaco Paraguayo y de la Región Oriental, lo que respalda la hipótesis de que los eventos de combustión de materia orgánica son fuentes relevantes de estos compuestos en la atmósfera local.

A pesar de que las precipitaciones registradas en noviembre fueron superiores a las de septiembre (Anexo 5), no se encontró una diferencia significativa entre ambas campañas de muestreo (U de Mann-Whitney,  $p = 0,086$ ). El Anexo 3 presenta la relación entre las concentraciones de iones con el volumen de agua recolectada. Si bien en varios puntos de muestreo se observó que la concentración de iones tendía a ser mayor cuando el volumen era menor, esta tendencia no fue consistente en todos los casos analizados.

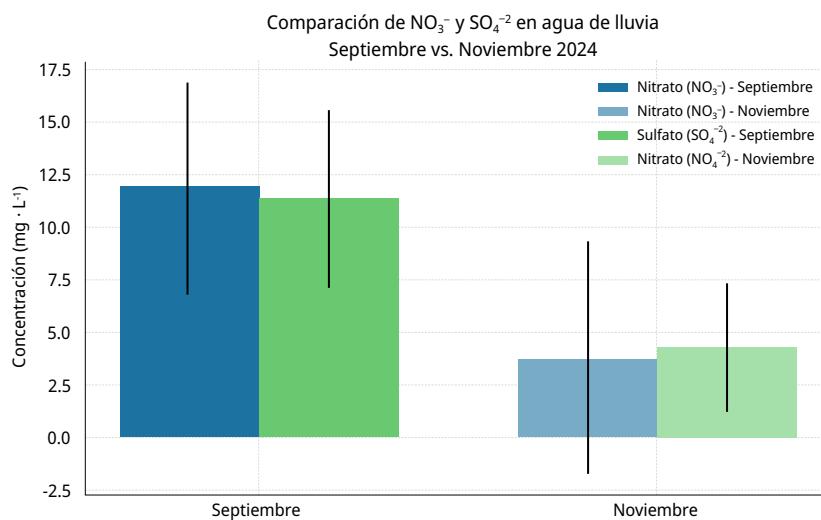
Es importante destacar que en noviembre la concentración de nitrato se mantuvo por debajo de 5 mg/L, a pesar de las variaciones en el volumen de agua recolectada, salvo en el punto P7, donde se registró una concentración de 24,40 mg/L.

Las concentraciones elevadas pueden explicarse por la oxidación de gases precursores emitidos durante la quema —específicamente,  $\text{NO}_x$  y  $\text{SO}_2$ — que forman ácido nítrico y ácido sulfúrico, los cuales se disocian en el agua de lluvia como  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ , respectivamente. Por lo tanto, el aumento en la carga iónica de estos aniones durante septiembre sugiere una mayor eficiencia en la incorporación de especies ácidas al ciclo hidrológico, a pesar de que el pH se mantuvo por encima del umbral de lluvia ácida. Esta aparente contradicción puede explicarse por la capacidad amortiguadora del sistema, o bien por limitaciones en la concentración de protones libres ( $\text{H}^+$ ) debido a la neutralización

parcial con iones básicos presentes en el polvo o en la lluvia (como  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{mg}^{2+}$  o  $\text{NH}_4^+$ ), fenómeno común en sistemas atmosféricos continentales influenciados por emisiones mixtas.

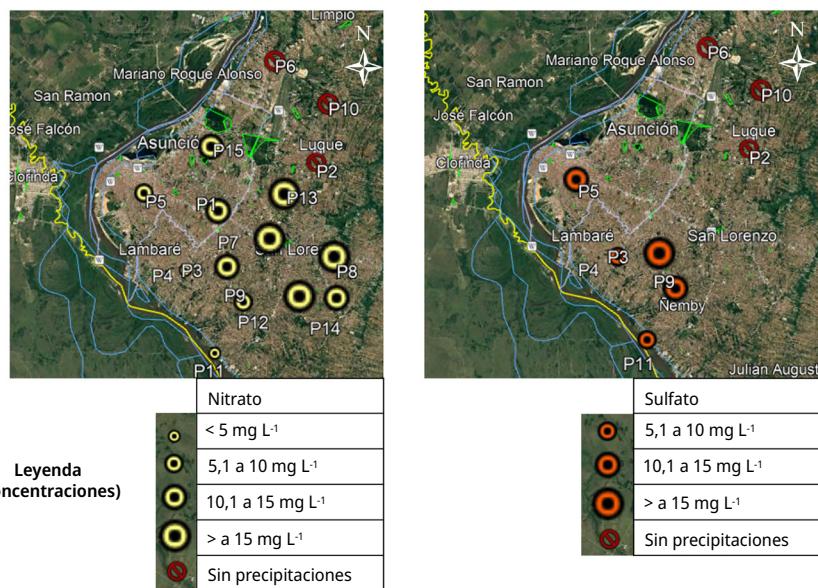
La Figura 3 evidencia las concentraciones medias de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) y sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) en las lluvias recolectadas en el AMA en septiembre y noviembre de 2024, con barras de error que representan la desviación estándar. Se muestra una mayor concentración media de ambos aniones en septiembre junto con una dispersión moderada, lo que es consistente con una fuente puntual y significativa (incendios forestales). En contraste, en noviembre, aunque las concentraciones medias fueron menores, la variabilidad fue mayor, como lo reflejan las barras de error más largas. Esta dispersión puede deberse a factores complementarios como la heterogeneidad espacial de las fuentes antropogénicas, el tráfico vehicular en avenidas altamente transitadas cercanas a algunos puntos de muestreo, y las cambiantes condiciones meteorológicas que podrían haber influido en la concentración local de contaminantes a través de procesos de dispersión, deposición seca y dinámica atmosférica inestable. Mientras que los incendios forestales explican el aumento sostenido de los aniones durante septiembre, la dispersión en noviembre sugiere una influencia más localizada y heterogénea, posiblemente modulada por fuentes móviles y condiciones meteorológicas fluctuantes.

Adicionalmente, la Figura 4 muestra que las mayores concentraciones de nitrato y sulfato se registraron en el noreste del área de estudio, un patrón espacial que puede explicarse por la interacción entre dos factores clave: i) localización de los focos de incendios en el norte del país, lo que sugiere una fuente de emisiones significativa procedente de esa dirección, ii) vientos predominantes del norte y este hacia el AMA (Anexo 3a), que favorecen el transporte de contaminantes (tonos azules y verdes del Anexo 3a entre las 6 y 18 h durante septiembre), promoviendo una acumulación relativa de contaminantes en esa franja geográfica (© WeatherSpark.com, 2025).



**FIGURA 3.** Concentración media de  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$  ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) en muestras de agua de lluvia recolectadas en septiembre y noviembre de 2024 en el Área Metropolitana de Asunción. Las barras indican la media  $\pm$  desviación estándar. Se observan diferencias

estadísticamente significativas entre ambas campañas de muestreo ( $p < 0,05$ ; prueba U de Mann-Whitney), especialmente en el mes de septiembre, posterior a los incendios forestales (Fuente: elaboración propia).



**FIGURA 4.** Distribución espacial de las concentraciones de nitrato y sulfato en el AMA durante la campaña de septiembre, correspondiente a la primera precipitación luego de los incendios forestales registrados (Google Earth, 2024).

En paralelo, las mayores precipitaciones registradas al sur durante el mismo periodo podrían haber causado un efecto de dilución atmosférica, reduciendo así las concentraciones locales de aniones en las muestras del sur. Este fenómeno es coherente con estudios previos que demuestran cómo las lluvias intensas actúan como mecanismos de “lavado atmosférico”, disminuyendo transitoriamente la carga contaminante. El agua de lluvia y el agua de niebla cumplen un rol fundamental en la limpieza atmosférica (Mora et al., 2021).

Estos resultados apuntan a una mayor carga atmosférica de compuestos acidificantes y oxidantes durante septiembre, en concordancia con la presencia de incendios forestales en el norte del Chaco Paraguayo y norte de la Región Oriental (Paraguay. Ministerio de Salud Pública y Bienestar Social - MSP y BS, 2024b). La elevación simultánea de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) y sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) en las precipitaciones de septiembre, en conjunto con una baja dispersión estadística, no solo sugiere una fuente común dominante sino que además apunta a una atmósfera más homogéneamente influenciada por un único proceso de combustión extensiva, que aportó de forma masiva y sostenida los gases precursores  $\text{NO}_x$  y  $\text{SO}_2$ .

La menor dispersión en las concentraciones durante septiembre implica una atmósfera relativamente estable en cuanto a la distribución espacial de estos compuestos, lo cual también sugiere condiciones meteorológicas más uniformes, como una baja

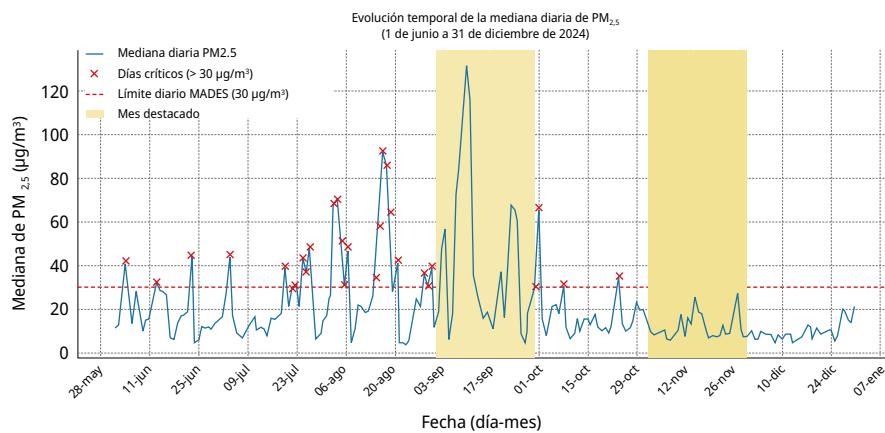
velocidad del viento (predominante brisa suave y moderada entre 4 y 8 m/s en los tonos verdes claros del Anexo 4b), ausencia de precipitaciones previas (pocas nubes mostradas por un exceso del tono rosado del Anexo 4c) que pudieran haber removido los contaminantes antes del evento de lluvia muestreado. Este tipo de estabilidad favorece la acumulación y deposición de los productos de oxidación atmosférica.

En cambio, noviembre se caracterizó por una mayor heterogeneidad en la concentración de estos aniones, lo que puede atribuirse a múltiples factores urbanos y meteorológicos, como cambios en la dirección del viento (tonos predominantemente marrones que indican dirección sur del Anexo 4a), precipitaciones intermitentes o fenómenos de inversión térmica localizados que alteran la dinámica de mezcla de contaminantes en el aire (notable incremento de la nubosidad en tonos grises del Anexo 4c). Esta dispersión también puede estar vinculada a la diversidad de fuentes emisoras en entornos urbanos como, por ejemplo, la quema de combustibles fósiles por vehículos y generadores, emisiones industriales, y actividades residenciales como cocción o calefacción que, aunque constantes, no presentan la intensidad espacialmente concentrada de un evento de quema masiva de vegetación. La superposición de emisiones de  $\text{NO}_x$  y  $\text{SO}_2$  de origen antropogénico urbano pudo haber reforzado la carga total de precursores atmosféricos, especialmente en zonas del AMA cercanas a avenidas, áreas comerciales o industriales. Este efecto sinérgico entre fuentes rurales y urbanas, característico de las atmósferas mixtas de regiones metropolitanas en países en desarrollo, muestran una fuerte influencia estacional de los patrones de contaminación y también una complejidad espacial ligada a usos del suelo, infraestructura y movilidad.

## Concentración de partículas finas en AMA para el periodo de muestreo

La Figura 5 muestra la evolución temporal de la mediana estimada a partir de los datos horarios de  $\text{PM}_{2.5}$  (en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) desde el 1 de junio hasta el 31 de diciembre de 2024. La línea horizontal roja discontinua señala el límite diario de  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  establecido por el Ministerio del Ambiente (Paraguay. Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible-MADES, 2015). Se destacan en rojo los días en que se superó este umbral, considerados como días críticos. Se sombrean en naranja los meses de septiembre y noviembre, los cuales representan los períodos de muestreo de agua de lluvia.

Durante septiembre se observa un marcado incremento de las concentraciones de partículas finas en el aire de Asunción durante la primera mitad del mes, especialmente entre los días 9 y 11 de septiembre donde se alcanzaron picos de  $132$  y  $115 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , que superan hasta en más de 4 veces el valor límite. Esta situación coincide con los eventos de incendios forestales en el norte del país, lo que confirma su influencia directa en la calidad del aire del AMA. Por otra parte, en noviembre no se detectan picos significativos pronunciados, lo que sugiere que si bien no hay influencia directa de los incendios forestales persisten fuentes urbanas de emisión, como el tráfico vehicular, la quema de residuos y las actividades industriales.



**FIGURA 5.** Evolución de la concentración de material particulado fino-PM<sub>2,5</sub> desde el 1 de junio hasta el 31 de diciembre de 2024 en el Área Metropolitana de Asunción. Los puntos rojos indican los días donde se superan los límites de la norma del MADES y las áreas sombreadas en naranja, resaltan los meses de septiembre y noviembre, en donde se tomaron las muestras de agua de lluvia (Fuente: World Air Quality Index Project, 2008).

## CONCLUSIONES

Este estudio permitió analizar la relación entre la calidad del agua de lluvia y la calidad del aire en el Área Metropolitana de Asunción (AMA), a partir de dos campañas de muestreo realizadas en septiembre y noviembre de 2024, representativas de condiciones atmosféricas contrastantes. La primera campaña coincidió con una alta incidencia de incendios forestales en el norte del país, mientras que la segunda se desarrolló en un periodo posterior, caracterizado por la ausencia de eventos de quema de biomasa forestal y aumento de precipitaciones.

Los resultados evidencian una correlación entre los episodios de quema de biomasa y la composición química de las precipitaciones en el AMA. En septiembre, se registraron concentraciones significativamente elevadas de partículas finas (PM<sub>2,5</sub>), así como de aniones secundarios de nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) y sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) en el agua de lluvia, en comparación con noviembre. Este patrón sugiere que los incendios, aunque ocurridos a una distancia de aproximadamente 1000 km, ejercieron un efecto regional de largo alcance sobre la atmósfera del AMA, reforzando el papel de estos eventos como fuentes difusas y extensas de contaminantes acidificantes.

El enriquecimiento en nitratos y sulfatos se relaciona con la emisión de óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>) y dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>), productos típicos de la combustión de biomasa. Estos compuestos gaseosos fueron transformados por reacciones fotoquímicas y procesos oxidativos mediante radicales hidroxilo y peróxidos en ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>) y ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), los cuales se disolvieron fácilmente en el vapor de agua atmosférico y se disociaron posteriormente en las precipitaciones.

La mayor concentración y baja variabilidad espacial de estos aniones en septiembre indican una fuente dominante común, reforzada por condiciones meteorológicas estables que favorecieron la acumulación y deposición húmeda de estos contaminantes.

A pesar del aumento en la concentración de compuestos acidificantes, el pH de las precipitaciones se mantuvo por encima del umbral considerado como lluvia ácida, lo que sugiere que los procesos de neutralización atmosférica (posiblemente por presencia de amonio o partículas alcalinas) fueron suficientes para amortiguar la acidez generada por los precursores ácidos. Por lo tanto, si bien no se evidenció una acidificación significativa de las precipitaciones, la presencia elevada de nitratos y sulfatos constituye un factor de riesgo ambiental dado que estos aniones pueden alterar la química del suelo, favorecer la lixiviación de nutrientes esenciales e impactar negativamente en la productividad agrícola y en los ecosistemas urbanos y periurbanos.

En este contexto, los resultados obtenidos destacan la importancia de implementar sistemas de monitoreo continuo de la calidad del aire y del agua de lluvia en entornos urbanos y periurbanos potencialmente afectados por incendios forestales, tanto locales como de origen remoto. Dichos sistemas permitirían no solo una mejor comprensión de la dinámica estacional y espacial de los contaminantes atmosféricos, sino también una respuesta oportuna ante episodios de quema extensiva de biomasa. Asimismo, constituyen una herramienta clave para el diseño e implementación de políticas públicas orientadas a la prevención, mitigación y adaptación frente a los impactos ambientales derivados de la contaminación atmosférica, especialmente en regiones como el AMA, donde las comunidades dependen de los servicios ecosistémicos para su subsistencia y bienestar.

## REFERENCIAS

- Alexakis, D. E., 2020. Suburban areas in flames: dispersion of potentially toxic elements from burned vegetation and buildings. Estimation of the associated ecological and human health risk. En: *Environmental Research*, 183, 109153. DOI: 10.1016/j.envres.2020.109153
- American Public Health Association, 2017. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 23a ed. Washington DC: APHA. Standard Method 4500-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>.
- Bini, C. y Bresolin, F., 1998. Soil acidification by acid rain in forest ecosystems: a case study in northern Italy. En: *Science of the Total Environment*, 222(1-2), pp. 1-15. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00239-3](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00239-3)
- Chaves-Solano, K. D.; Sibaja-Brenes, J. P. y Pérez-López, E., 2021. Monitoreo de la concentración de SO<sub>2</sub> en el aire y características fisicoquímicas del agua de lluvia en el Volcán Irazú. En: *Revista Tecnología en Marcha*, 34(4), pp. 146-162. DOI: <https://doi.org/10.18845/tm.v34i4.5113>
- Dick, G. y Schumacher, M., 2019. Vegetation burning in pampa biome altered the chemical composition of rainfall. En: *Floresta Ambient.*, 26(3), pp. 1-6. DOI: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.039018>
- Earth Sensing Labs, s.d. *GAIA Air Quality Sensors. Developed by Earth Sensing Laboratories and validated by international environmental protection agencies*. [s.l.]: Earth Sensing Labs. [Consulta: 1 de julio de 2025]. Disponible en: <https://aqicn.org/gaia/list/>
- Florentín Díaz, P. Á. y Ramírez, A., 2020. *Análisis de la ocurrencia de incendios forestales y su relación con el fenómeno climático de El Niño – Oscilación Sur (ENOS) en el Paraguay*

- 2001-2019 [En línea]. Asunción: FDP. [Consulta: 30 de octubre de 2024]. Disponible en: <https://repositorio.conacyt.gov.py/bitstream/handle/20.500.14066/3530/Maestría-BNAC09-72.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Google LLC, 2024. *Google Earth Pro*. Vers. 7.3.6. California: Keyhole Inc. [Consulta: 1 September 2024]. Disponible en: <https://www.google.com/earth/versions/#earth-pro>
- IBM Corp., 2017. *IBM SPSS Statistics for Windows*. Vers. 25.0. New York: IBM Corp.
- Instituto Forestal Nacional-INFONA, 2024. *INFONA revela datos de afectación por incendios forestales de los meses de septiembre y octubre*. [En línea]. Asunción: INFONA. [Consulta: 30 de octubre de 2024]. Disponible en: <https://infona.gov.py/infona-revela-datos-de-afectacion-por-incendios-forestales-de-los-meses-de-septiembre-y-octubre/>
- Irala S.; Arellano M.; Vázquez F.; Peralta K. y Pedrozo M.E., 2021. Vigilancia intensificada de enfermedades durante los incendios forestales, Paraguay, 2019. En: *Memorias del Instituto de Investigaciones en Ciencias de la Salud*, 19(3), pp. 25-34. DOI: <http://dx.doi.org/10.18004/mem.iics/1812-9528/2021.019.03.25>
- Isley, C. F. y Taylor, M. P., 2020. Atmospheric remobilization of natural and anthropogenic contaminants during wildfires. En: *Environmental Pollution*, 267, 115400. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115400>
- Lorenz Zimmermann, L. N.; Eisenkölbl Closs, A. R. y Amarilla Rodríguez, S. M., 2021. Dinámica de incendios forestales en la Reserva para Parque Nacional San Rafael, Paraguay, periodo 2007-2017. En: *Revista de La Sociedad Científica Del Paraguay*, 26(1), pp. 17-34. DOI: <https://doi.org/10.32480/rscp.2021.26.1.17>
- Molinas-González, C. R. y Florentín, P., 2021. Incendios forestales en Paraguay: implicaciones para su prevención y manejo. En: *Investigaciones y Estudios - UNA*, 12(1), pp. 47-57. DOI: <https://doi.org/10.47133/ieuna2115>
- Mora, J.; Sibaja, J. y Borbón, H., 2021. Fuentes antropogénicas y naturales de contaminación atmosférica: estado del arte de su impacto en la calidad fisicoquímica del agua de lluvia y de niebla. En: *Revista Tecnología En Marcha*, 34(1), pp. 92-103. DOI: <https://doi.org/10.18845/tm.v34i1.4806>
- Nasirzadehdizaji, R. y Akyuz, D. E., 2022. Predicting the potential impact of forest fires on runoff and sediment loads using a distributed hydrological modeling approach. En: *Ecological Modelling*, 468, 109959. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.109959>
- Oduber F.; Calvo A. I.; Castro A.; Blanco-Alegre C.; Alves C.; Barata J.; Nunes T.; Lucarelli F.; Nava S.; Calzolai G.; Cerqueira M.; Martín-Villacorta J.; Esteves V. y Fraile R., 2020. Chemical composition of rainwater under two events of aerosol transport: A Saharan dust outbreak and wildfires. En: *Sci Total Environ.*, 734, 139202. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139202>
- Paraguay. Dirección Nacional de Aeronáutica Civil- DINAC, 2024. *Anuario climatológico 2024*. [En línea]. Asunción: CRJ. [Consulta: 02 de julio de 2025]. Disponible en: [https://www.meteorologia.gov.py/wp-content/uploads/2025/06/anuario\\_final\\_2024.pdf](https://www.meteorologia.gov.py/wp-content/uploads/2025/06/anuario_final_2024.pdf)
- Paraguay. Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible- MADES, 2015. *Resolución N° 259/2015. Por la cual se establece parámetros permisibles de calidad del aire*. Asunción: MADES.
- Paraguay. Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible- MADES; PNUD y FMAM, 2019. *Guía de arborización urbana para el área metropolitana de Asunción. Proyecto*

- "Asunción Ciudad Verde de las Américas - Vías a la Sustentabilidad". [En línea]. Asunción: MADES. [Consulta: 9 de diciembre de 2024]. Disponible en: <https://www.mades.gov.py/2019/03/27/guia-de-arborizacion-urbana/>
- Paraguay. Ministerio de Salud Pública y Bienestar Social-MSP y BS, 2024a. *Alerta epidemiológica N° 2*. [En línea]. Asunción: MSP y BS. [Consulta: 02 de julio de 2025]. Disponible en: [https://dgvs.mspbs.gov.py/wp-content/uploads/2025/03/Alerta\\_Epidemiologica\\_Nro.2\\_2024\\_Incendios\\_Forestales-final.pdf](https://dgvs.mspbs.gov.py/wp-content/uploads/2025/03/Alerta_Epidemiologica_Nro.2_2024_Incendios_Forestales-final.pdf)
- Paraguay. Ministerio de Salud Pública y Bienestar Social- MSP y BS, 2024b. *Resumen de Eventos Ambientales*. [En línea]. Asunción: MSP y BS. [Consulta: 02 de julio de 2025]. Disponible en: [https://dgvs.mspbs.gov.py/wp-content/uploads/2024/09/24092024\\_Incendio-Forestal-MSPBS.pdf](https://dgvs.mspbs.gov.py/wp-content/uploads/2024/09/24092024_Incendio-Forestal-MSPBS.pdf)
- Pennino, M. J.; Leibowitz, S. G.; Compton, J. E.; Beyene, M. T. y LeDuc, S. D., 2022. Wildfires can increase regulated nitrate, arsenic, and disinfection byproduct violations and concentrations in public drinking water supplies. En: *Science of the Total Environment*, (804), 149890. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149890>
- Tadesse, T.; Teklay, G.; Mulatu, D. W.; Rannestad, M. M.; Meresa, T. M. y Woldelibanos, D., 2022. Forest benefits and willingness to pay for sustainable forest management. En: *Forest Policy and Economics* (138), pp. 1-9 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2022.102721>
- Tuhý, M.; Rohovec, J.; Matoušková, Š.; Mihaljevič, M.; Kříbek, B.; Vaněk, A.; Mapani, B.; Göttlicher, J.; Steininger, R.; Majzlan, J. y Ettler, V., 2020a. The potential wildfire effects on mercury remobilization from topsoils and biomass in a smelter-polluted semi-arid area. En: *Chemosphere*, (247). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125972>
- Tuhý, L.; Ettler, V.; Mihaljevič, M.; Vaněk, A. y Komárek, M., 2020b. Wildfires as a source of mercury contamination in the environment: a critical review. En: *Environmental Pollution*, (265). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114849>
- U.S. Environmental Protection Agency, 1971. *Method 352.1: nitrogen, nitrate (colorimetric, brucine) by spectrophotometer*. Washington, D.C.: USEPA. [Consulta: 1 September 2024]. Disponible en: [https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-08/documents/method\\_352-1\\_1971.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-08/documents/method_352-1_1971.pdf)
- © WeatherSpark.com, 2025. *Datos históricos meteorológicos de setiembre de 2024 en Asunción Paraguay* [En línea]. Minneapolis: © Cedar Lake Ventures, Inc. [Consulta: 02 de julio de 2025]. Disponible en: <https://es.weatherspark.com/h/m/29167/2024/9/Tiempo-hist%C3%83rico-en-septiembre-de-2024-en-Asunci%C3%83n-Paraguay#Figures-Temperature>
- Wilgus, M. L. y Merchant, M., 2024. Clearing the air: understanding the impact of wildfire smoke on asthma and COPD. En: *Healthcare*, 12(307). pp. 1-15. DOI: <https://doi.org/10.3390/healthcare12030307>
- World Air Quality Index Project, 2008. *Asuncion US Embassy, Paraguay Air Pollution: Real-time Air Quality Index (AQI)* [En línea]. [s.l.]: World Air Quality Index Project. [Consulta: 2 de julio de 2025]. Disponible en: <https://aqicn.org/station/paraguay-asuncion-us-embassy/>
- Zhang, L., 2023. Effects of acid rain on forest organisms and countermeasures. En: *Highlights in Science, Engineering and Technology*, 69, pp. 292-298. DOI: <https://doi.org/10.54097/hset.v69i.12041>

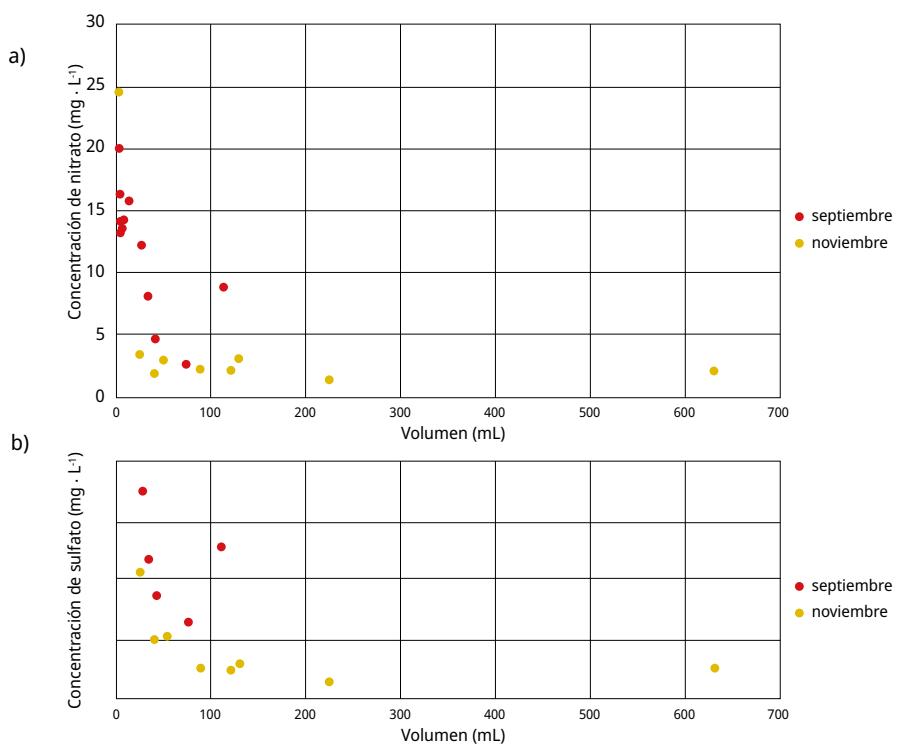
## ANEXOS



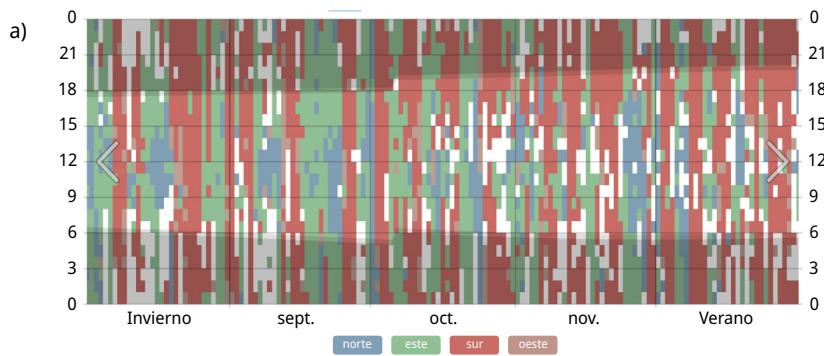
**ANEXO 1.** Disposición de frascos de PVC para la colecta de muestra de agua de lluvia. En todos los casos se aseguró de que queden en lugares descampados y evitar el vuelco por fuertes vientos.



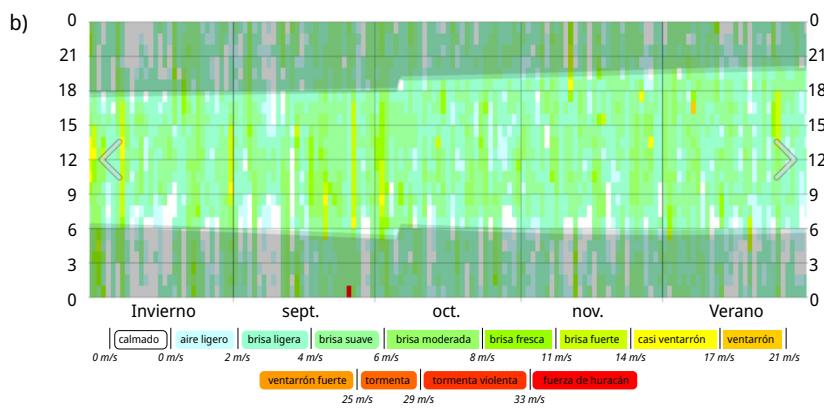
**ANEXO 2.** Quema de campos de cultivo en la Región Oriental del Paraguay  
(Fuente: Elaboración propia).



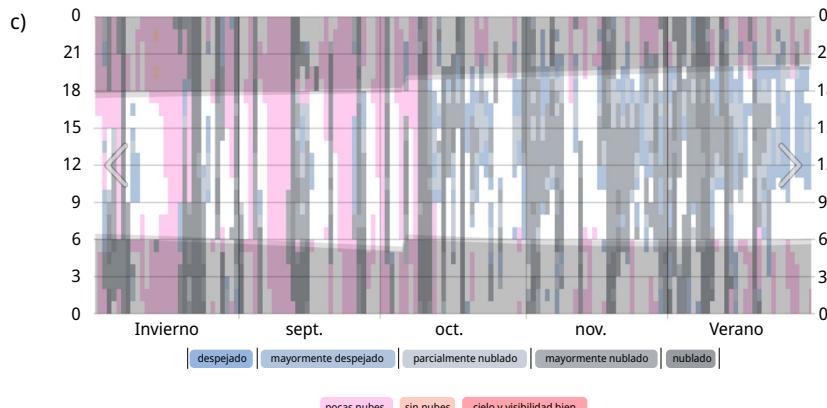
**ANEXO 3.** Relación entre el volumen de agua recogido con las concentraciones de iones en ambas campañas de muestreo: a) nitrato; b) sulfato.



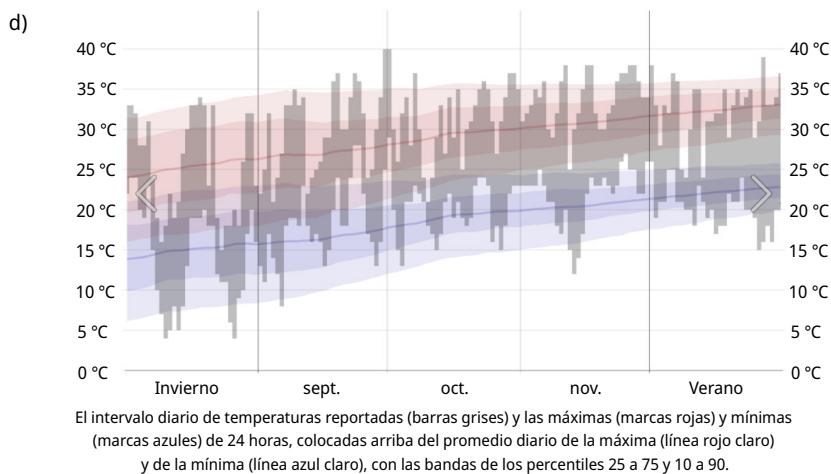
La dirección del viento reportada por hora, codificada por color por punto en el compás.  
Las áreas sombreadas superpuestas indican la noche y el crepúsculo civil.



La velocidad del viento reportada por hora, codificada por color en bandas, de conformidad con la escala de Beaufort. Las áreas sombreadas superpuestas indican la noche y el crepúsculo civil.



La cobertura de nubes reportada por hora, categorizada según el porcentaje del cielo cubierto de nubes.



**ANEXO 4.** Registros de variables meteorológicas durante los meses de septiembre y noviembre del 2024 en Asunción, Paraguay. a) Dirección horaria del viento; b) Velocidad horaria del viento; c) Cobertura horaria de nubes; d) Temperatura diaria (Fuente: © WeatherSpark.com).

**ANEXO 5.** Relación entre el volumen (mL) de agua recogido durante las campañas de muestreo y las precipitaciones (mm) para cada punto de muestreo.

Punto	Ciudad	Septiembre		Noviembre	
		Volumen (mL)	Precipitación (mm)	Volumen (mL)	Precipitación (mm)
P1	Asunción	7	0,89	0,2	0,03
P2	Luque	*	*	123	15,66
P3	Fernando de la Mora	28	3,57	*	*
P4	Lambaré	41	5,22	*	*
P5	Asunción	113	14,39	630	80,21
P6	Mariano Roque Alonso	*	*	90	11,46
P7	San Lorenzo	7	0,89	1,5	0,19
P8	Capiatá	2,5	0,32	23,5	2,99
P9	Ñemby	34	4,33	*	*
P10	Luque	*	*	51	6,49
P11	San Antonio	75	9,55	*	*
P12	San Lorenzo	14	1,78	*	*
P13	San Lorenzo	3	0,38	224	28,52
P14	Capiatá	5,5	0,70	42	5,35
P15	Asunción	4,6	0,59	130	16,55
Promedio		27,9 ± 34,4	3,55 ± 4,38	131,5 ± 188,3	16,74 ± 23,98

Para el cálculo de las precipitaciones (mm) se ha calculado el área ( $\pi \cdot r^2$ ) de la abertura del envase de PVC para un diámetro de 10 cm y se ha considerado que 1 mm = 1 L/m<sup>2</sup>.

\* No se registraron precipitaciones