

Artículo Original

Efecto fitotóxico del material particulado PM_{2,5} y PM₁₀ en la ciudad de Juliaca, Perú

Phytotoxic effect of particulate matter PM_{2.5} and PM₁₀ in the city of Juliaca, Peru

<https://doi.org/10.52808/bmsa.8e7.632.026>

Ever Jaime Tapia Rojas^{1,*}

<https://orcid.org/0009-0002-3330-939X>

Jonathan Fernando García Arias²

<https://orcid.org/0000-0002-8489-8182>

Alberto Rivelino Patiño Rivera³

<https://orcid.org/0000-0002-3783-9796>

Mélida Herlinda Pecho Rafael⁴

<https://orcid.org/0000-0002-9039-3738>

Marisol Daga Chaca⁵

<https://orcid.org/0000-0002-2288-8341>

Recibido: 24/11/2022

Aceptado: 17/03/2023

RESUMEN

Las partículas atmosféricas (PM) son una parte de la contaminación del aire. Según el diámetro aerodinámico, las partículas se pueden clasificar en PM₁₀ y aerosoles finos (PM_{2,5}). La toxicidad de estas partículas está determinada por numerosos factores que incluyen la composición química y el tamaño. Las plantas están directamente expuestas a los contaminantes transportados por el aire. Los efectos nocivos de las partículas suspendidas en el aire sobre las plantas superiores incluyen alteraciones morfológicas, fisicoquímicas y bioquímicas. En ese sentido, este estudio trata de determinar los efectos fitotóxicos del particulado atmosférico, producto de la contaminación atmosférica, en la ciudad de Juliaca en Perú, la cual posee una alta carga de contaminación ambiental. Con estas estadísticas, se estudió el efecto de particulados PM_{2,5} y PM₁₀ sobre tres especies: *Caléndula officinalis*, *Schinus terebinthifolia* y *Physalis peruviana*. Los resultados señalan concentraciones de 9,5 y 33,20 µg /m³ respectivamente de particulados PM_{2,5} y PM₁₀ para diferentes puntos de control seleccionados. Por otra parte, el análisis químico determinó la concentración de los diferentes metales pesados para las partículas PM_{2,5} y PM₁₀, encontrándose el siguiente orden de concentración Pb>Mn>Cr>>Cd. Luego, usando estas dos fuentes de tamaño de partículas se prepararon soluciones a diferentes concentraciones y diluciones para determinar su efecto fitotóxico en el porcentaje de germinación y tamaño radicular en las tres especies. Los resultados encontrados revelaron que, a pesar de la presencia de diversos metales pesados en concentraciones, en general, no se observó una influencia marcada en el proceso de germinación o formación radicular con respecto al grupo control.

Palabras clave: Particulado atmosférico, Contaminación, Germinación, Plantas Peruanas.

ABSTRACT

Atmospheric particles (PM) are a part of air pollution. Depending on the aerodynamic diameter, the particles can be classified into PM₁₀ and fine aerosols (PM_{2.5}). The toxicity of these particles is determined by numerous factors including chemical composition and size. Plants are directly exposed to airborne pollutants. The harmful effects of airborne particles on higher plants include morphological, physicochemical and biochemical alterations. In this sense, this study tries to determine the phytotoxic effects of atmospheric particulates, a product of atmospheric pollution, in the city of Juliaca in Peru, which has a high environmental pollution load. With these statistics, the effect of PM_{2.5} and PM₁₀ particulates on three species was studied: *Calendula officinalis*, *Schinus terebinthifolia* and *Physalis peruviana*. The results indicate concentrations of 9.5 and 33.20 µg /m³ respectively of PM_{2.5} and PM₁₀ particulates for different selected control points. On the other hand, the chemical analysis determined the concentration of the different heavy metals for PM_{2.5} and PM₁₀ particles, finding the following order of concentration Pb>Mn>Cr>>Cd. Then, using these two sources of particle size, solutions at different concentrations and dilutions were prepared to determine their phytotoxic effect on the percentage of germination and root size in the three species. The results found revealed that, despite the presence of various heavy metals in concentrations, in general, a marked influence on the germination process or root formation was not observed with respect to the control group.

Keywords: Atmospheric particulate matter, Pollution, Germination, Peruvian Plants.

¹Universidad Nacional Autónoma de Chota, Perú.

²Universidad Nacional Daniel Alomía Robles: Huánuco, Huánuco, Perú.

³Universidad Nacional Intercultural de la Selva Central Juan Santos, Perú.

⁴Universidad Nacional Federico Villarreal: Lima, Perú.

⁵Universidad Nacional Autónoma de Chota, Perú.

*Autor de Correspondencia: cjtapia@unach.edu.pe

Introducción

Las comunidades de plantas al borde de la carretera se ven especialmente afectadas por la contaminación del aire (Lee *et al.*, 2012). La mayoría de los estudios han abordado los cambios en la composición y estructura de la vegetación asociados con una mayor emisión de N. Si bien las tendencias a nivel de la comunidad se pueden encontrar como una

respuesta a la eutrofización causada por el exceso de N, el efecto de formación de la comunidad de las partículas atmosféricas (PM) apenas se ha abordado. Dependiendo de la fuente, el material particulado atmosférico consiste en una mezcla química compleja, los constituyentes más importantes son el carbono elemental (EC), el carbono orgánico (CO), los iones solubles en agua y los elementos traza. La fracción CO incluye un grupo potencialmente tóxico, los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) (Zhang *et al.*, 2017).

Los metales pesados son emitidos por diversas fuentes, que incluyen fuentes naturales (como los incendios forestales) y antropogénicas, como los gases de escape de los automóviles, la incineración de desechos y la minería (Hieu & Lee, 2010). Otra fuente importante de metales pesados atmosféricos es el polvo de los frenos (Thorpe & Harrison, 2008). Tanto los HAP como los metales pesados aumentan la producción de especies reactivas de oxígeno e inducen estrés oxidativo intracelular (Wu *et al.*, 2017). Las plantas que crecen en hábitats contaminados han mostrado una amplia variedad de síntomas que incluso pueden utilizarse en la evaluación general de la calidad del hábitat. Los rasgos funcionales de las hojas son marcadores confiables del estrés ambiental; de estos rasgos, los siguientes se han encontrado como los más sensibles: rasgos fisiológicos y morfológicos, estado hídrico de la hoja, ultraestructura de la hoja, antioxidantes enzimáticos y no enzimáticos, pigmentos fotosintéticos, estado nutricional y utilización de recursos (Mukherjee & Agrawal, 2018). Los rasgos fisiológicos y morfológicos involucran características estomáticas como la conductancia estomática (Bell *et al.*, 2011) o la densidad estomática. Pal *et al.* (2002) informaron un aumento del doble en la frecuencia estomática y la longitud de los tricomas en muestras de plantas tomadas de sitios de alto tráfico en comparación con sitios de bajo tráfico.

La morfología de la hoja, como la disminución del área foliar específica (SLA) (Tiwari *et al.*, 2006) y el aumento de la senescencia de la hoja (Gratani *et al.* 2000), también son indicadores importantes. Los primeros síntomas de lesiones en las hojas (manchas necróticas, parches cloróticos) se informaron en las décadas de 1940 y 1950 (Middleton *et al.*, 1950). Recientemente, además de las evaluaciones visuales, la reflectancia del área de la hoja lesionada se utiliza en estudios ambientales (Khavaninzadeh *et al.*, 2014). La estructura y composición de la capa de cera superficial también es un buen indicador. La degradación de la cera superficial después de la exposición a los gases de escape se atribuyó a la presencia de hidrocarburos aromáticos lipofílicos en la emisión (Sauter & Pambor, 1989). Los marcadores bioquímicos también se han usado durante mucho tiempo, involucrando la actividad de enzimas como la catalasa o la actividad de la peroxidasa (Sarkar *et al.*, 1986). Los antioxidantes no enzimáticos incluyen, entre otros, ácido ascórbico (AsA) y polifenoles totales. El aumento de los niveles de AsA refleja una mayor carga de contaminación, ya que este compuesto es una de las principales herramientas de defensa contra las especies reactivas de oxígeno (ROS) (Conklin & Barth, 2004). a actividad fotosintética también ha sido un punto final ampliamente aplicado en la estimación de la respuesta de las plantas a diferentes factores estresantes ambientales, incluidos los contaminantes del aire. Singh & Rao (1983) desarrollaron el Índice de Tolerancia a la Contaminación del Aire (APTI) que se basa en el contenido de ácido ascórbico, el contenido total de clorofila, el pH del extracto de hoja y el contenido relativo de agua.

El índice se ha utilizado ampliamente para evaluar el rendimiento potencial de las plantas en entornos seleccionados (Bharti *et al.*, 2018) y se encontró que estaba fuertemente correlacionado con el nivel de PM10 en una comparación de varias ciudades (Molnár *et al.*, 2020). Cabe señalar, sin embargo, que en la mayoría de los estudios de bioindicación de campo, no se conocen ni la exposición exacta ni la concentración del contaminante. Las pruebas ecotoxicológicas (o bioensayos) pueden utilizar los mismos criterios de valoración que los estudios de bioindicación, pero en un entorno controlado y de forma reproducible. La Guía se diseñó originalmente para probar productos químicos generales, biocidas y productos para la protección de cultivos y se ha utilizado para pruebas de fitotoxicidad en la regulación de herbicidas (Carpenter *et al.*, 2013). La Guía recomienda el uso de los siguientes puntos finales simples: biomasa, longitud del brote y síntomas visuales. Sin embargo, una vez que se realizan los tratamientos, se pueden incorporar criterios de valoración adicionales, como la clorofila, los carotenoides y la actividad de la peroxidasa (POD) (Kováts *et al.*, 2020, 2021).

En este mismo orden de idea, el objetivo de esta investigación fue determinar los efectos fitotóxicos del particulados atmosférico, producto de la contaminación atmosférica, en la ciudad de Juliaca en Perú. Un estudio llevado a cabo Chuquiya-Flore (2021), determinó el efecto contaminante del aire generado por el parque automotor de vehículos de categoría menor a L5. Los resultados mostraron que este tipo de vehículo, lo más comunes de la ciudad, con un promedio de recorrido 75 Km/día generan un promedio de partículas totales suspendidas (PTS) de 32,91 ton/año, 14,81 ton/año de SO₂, 21,94 ton/año de NO_x, 2742,43 ton/año de CO, 1645,46 ton/año de COV y 0,58 ton/año de Pb, para un total de contaminante de 4458.13 ton/año. Así mismo, Hancco, (2017), determinó la concentración de material particulado menor a 10 micrómetros responsable de causar daños a la salud humana. Para ello se monitorearon 9 estaciones por 24 h. Los resultados obtenidos fueron los siguientes: Salida Arequipa 37.7 µg/m³; Salida Lampa – ladrillera 23.9 µg/m³; Urb. Santa Adriana – Aeropuerto 46.1 µg/m³; Cerro Pocracasi – Salida Cuzco Norte 7.7 µg/m³, Óvalo Salida Cuzco 103.0 µg/m³; Salida Huancané 66.8 µg/m³; Salida Coata 49.5 µg/m³, Salida Puno - zona Industrial Taparachi 33.4 µg/m³ y Plaza Bolognesi 29.5 µg/m³. La zona más contaminada correspondió a la Zona Central con 56.7 ± 40.27 µg/m³, seguido por la Zona Sur – Este con 49.9 ± 16.70 µg/m³ y por último la Zona Oeste con una concentración de 25.9 ± 19.27 µg/m³, siendo el flujo vehicular la mayor actividad antropogénica. Con estos números en perspectiva, y sin tomar el efecto contaminante

industrial que es inferior al flujo vehicular, se decidió estudiar el efecto de particulados PM_{2,5} y PM₁₀ sobre tres especies vegetales propias de la región.

Materiales y métodos

La investigación describe los principales agentes fitotóxicos presentes en la ciudad de Juliaca, Departamento de Puno, Provincia de San Román, Perú. Para ello se contó con la colaboración del personal técnico de la casa comercial Kusitest S.A.C., proveedor de equipos de medición de variables ambientales y atmosféricas. Para el desarrollo de la investigación, primeramente se realizó la escogencia de los puntos de control para la toma de muestras del material particulado (PM_{2,5} y PM₁₀), tomando en consideración factores intrínsecos referidos a concentraciones poblacionales, emisiones de contaminantes (por concentraciones de vehículos), actividad industrial del área, viabilidad de factores operativos, entre otros factores, por lo cual se tomó un total de 6 puntos de control (Tabla 1) usando medidores de partículas (PM_{2,5} y PM₁₀) marca Kusitest, modelo SKU: YEH-310 de gran precisión, con parámetros de detección continua, alta sensibilidad y especificidad para medidas a largo plazo, bajo el acompañamiento y supervisión del personal técnico de la casa comercial

Tabla 1. Coordenadas geográficas de los puntos de medición y control de la calidad del aire en la ciudad de Juliaca

Puntos de Control:	Latitud	Longitud
(A)	15° 29' 32,9"	70° 8' 53,2"
(B)	15° 29' 06,8"	70° 8' 39,1"
(C)	15° 28' 30,7"	70° 8' 09,5"
(D)	15° 28' 42,9"	70° 7' 28,3"
(E)	15° 29' 00,5"	70° 7' 34,8"
(F)	15° 29' 07,5"	70° 8' 13,9"

(A): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Arequipa; (B): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Lampa; (C): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Cusco; (D): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Huancané; (E): Área colindante al mercado de Túpac Amaru; (F): Área colindante al mercado de Santa Bárbara.

Las mediciones de fitotóxicidad se realizaron tomando en consideración el efecto del PM_{2,5} y PM₁₀ sobre el proceso de germinación y desarrollo radicular de especies vegetales presentes en la zona (Tabla 2) siendo tomadas en cuenta la prueba estática de toxicidad aguda con periodos de 130 horas, con la finalidad de medir el efecto fitotóxico del material particulado presente en el ambiente en los puntos de control, utilizando dos tipos de filtros (alta concentración vs. baja concentración), durante el desarrollo plantular durante los primeros 25 días de vitalidad (Figura 1). Para ello se utilizaron 5 especies nativas de la zona, a las cuales previamente se les realizó pruebas de germinación y vitalidad para su utilización en la experimentación, siendo escogidas solamente tres especies: *Caléndula officinalis*, *Schinus terebinthifolia* y *Physalis peruviana*, dichas especies fueron escogidas por presentar características de agordesarrollo similares, haciéndolas de total interés para la investigación.

Tabla 2. Especies vegetales utilizadas en la determinación de fitotóxicidad del material particulado PM_{2,5} y PM₁₀ en la ciudad de Juliaca

Especie vegetal	Nombre Científico	Porcentaje de germinación	Días para la germinación
Aranto	<i>Kalanchoe daigremontiana</i>	12,35%	11
Caléndula	<i>Caléndula officinalis</i>	95,24%	14
Hibisco	<i>Hibiscus rosa-sinensis</i>	Uso de esquejes	35
Pimiento Brasileño	<i>Schinus terebinthifolia</i>	92,69%	13
Uchuva	<i>Physalis peruviana</i>	93,97%	12

Por su parte, a través de la utilización de agua extra pura (filtración por cartucho, ozonificación y posterior exposición a luz ultravioleta), se adquirió de cada filtro el material particulado en extracto acuoso, del cual fue centrifugado (25 min a 5000 rpm) para la obtención de la materia insoluble presente en cada muestra (previamente enumerada e identificada), para su posterior utilización en la experimentación. Una vez obtenido el material particulado, proveniente de cada filtro tras los procesos de extracción de cada muestra, se procedió a través del método EPA 3005A o método de digestión ácida de aguas para metales totales recuperables o disueltos para análisis por espectroscopía FLAA o ICP con la finalidad de determinar la presencia de metales en cada muestra.

Para la evaluación de la fitotóxicidad tanto del PM_{2,5} y el PM₁₀, se procedió a la realizar diluciones a fin de determinar el efecto de la concentración sobre la fitotóxicidad, utilizando agua desionizada como medio de dilución, obteniendo 4 concentraciones distintas (25%, 50%, 75% y 100%) y dejando un grupo control conformado solo por agua

destilada. Después de las diluciones respectivas del material particulado (PM2,5 y PM10) en las distintas concentraciones a experimentar, se procedió a la determinación del efecto generado por la exposición de cada dilución, en las distintas especies vegetales de interés midiendo el efecto fitotóxico a través de los índices de germinación y elongación radical

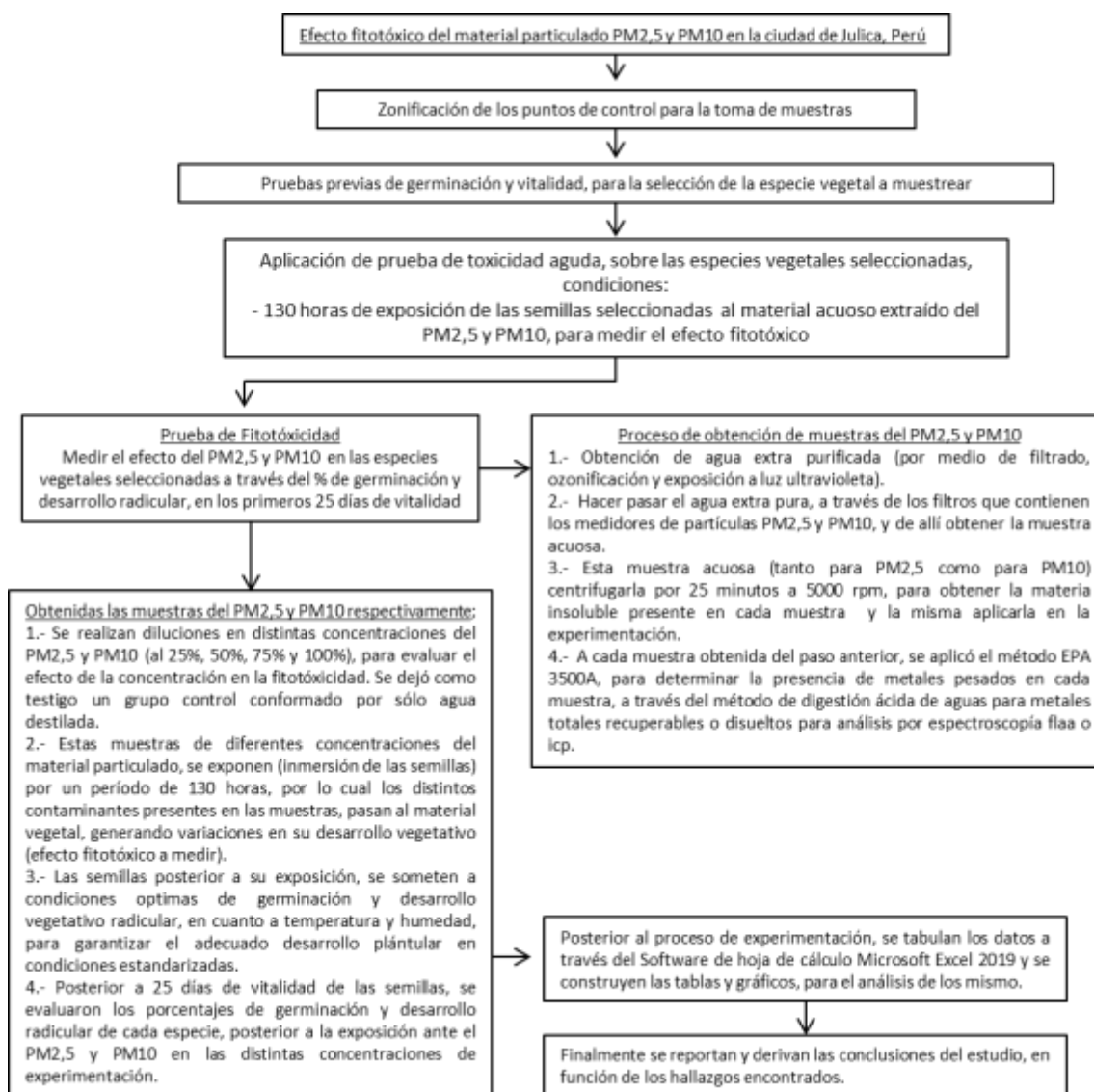


Figura 1. Diagrama metodológico para el desarrollo de la investigación

Se sometió cada especie vegetal a experimentación, a través de la exposición de sus semillas (inmersión en el material extraído en cada muestra) por un lapso de 130 h de duración, con lo cual la presencia de contaminantes propios de cada muestra, sería transferido al material vegetal, generando efectos variados en función de la concentración de la muestra. Se incorporaron niveles de temperatura y humedad controladas en laboratorio propicias para el desarrollo vegetativo de las plántulas (Tabla 3) con la finalidad de evaluar los porcentajes de germinación y desarrollo radicular posterior a la exposición de las soluciones de PM2,5 y PM10 en sus distintas concentraciones, midiendo de esta manera el efecto fitotóxico en cada especie, por medio de las alteraciones en el desarrollo vegetativo de cada especie (desarrollo vegetativo antes y después de la prueba).

Tabla 3. Condiciones de germinación y desarrollo vegetativo en laboratorio óptimas para cada especie en experimentación

Especie	Condiciones óptimas de germinación	
	Temperatura	Humedad
<i>Caléndula officinalis</i>	22°	50 - 60%
<i>Schinus terebinthifolia</i>	25°	45 - 55%
<i>Physalis peruviana</i>	28°	50 - 65%

Finalizado el proceso de experimentación y toma de datos provenientes de las distintas pruebas aplicadas, se procedió al análisis de los mismos usando el Software de hoja de cálculo Microsoft Excel 2019 donde se llevó a cabo el desarrollo de la organización, presentación y graficación de los datos obtenidos de la experimentación, para posterior derivar las conclusiones propias ante los hallazgos realizados.

Resultados

La tabla 4 muestra los valores expresados $\mu\text{g}/\text{m}^3$ del material particulado PM_{2,5} y PM₁₀ en los diferentes puntos de control. En general, la concentración fue alrededor de $9,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $33,20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{2,5} y PM₁₀ para todos los puntos control. El valor más alto de $9,85 \mu\text{g}/\text{m}^3$ fue obtenido en el punto A (salida a la ciudad de Arequipa) y el valor más bajo para el punto E (mercado Túpac Amaru) para PM_{2,5}. El mínimo y máximo para el caso de PM₁₀ correspondió a los mismos sitios antes señalados con valores de $34,71$ y $32,56 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente.

Tabla 4. Caracterización de la calidad del aire por cada punto de control

Puntos de Control	Latitud	Longitud	PM _{2,5} *	PM ₁₀ *
(A)	15° 29' 32,9"	70° 8' 53,2"	9,85	34,71
(B)	15° 29' 06,8"	70° 8' 39,1"	9,78	33,25
(C)	15° 28' 30,7"	70° 8' 09,5"	9,67	33,78
(D)	15° 28' 42,9"	70° 7' 28,3"	9,92	34,23
(E)	15° 29' 00,5"	70° 7' 34,8"	8,79	32,56
(F)	15° 29' 07,5"	70° 8' 13,9"	9,01	32,88

(A): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Arequipa; (B): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Lampa; (C): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Cusco; (D): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Huancané; (E): Área colindante al mercado de Túpac Amaru; (F): Área colindante al mercado de Santa Bárbara. * Valores expresados en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

El análisis químico determinó la concentración de los diferentes metales pesados para las partículas PM_{2,5} a los diferentes puntos de muestreo. El valor más alto fue la concentración de plomo (Pb) y el menor valor correspondió a cadmio (Cd), no se detectó la presencia de arsénico (As). Se estableció el siguiente orden $\text{Pb} > \text{Mn} > \text{Cr} > \text{Cd}$. La concentración máxima y mínima de cada elemento fue bastante aleatoria dependiendo del sitio control, pero fue bastante homogénea en su concentración (Tabla 5)

Tabla 5. Presencia de metales pesados en las muestras analizadas para el PM_{2,5}

Elemento	PM _{2,5} Símbolo químico	Niveles de metales pesados en puntos de medición y control (ppm)					
		(A)	(B)	(C)	(D)	(E)	(F)
Arsénico	As	-	-	-	-	-	-
Cadmio	Cd	0,105	0,109	0,107	0,110	0,089	0,098
Cromo	Cr	4,874	4,587	4,214	3,980	4,107	4,298
Manganeso	Mn	7,457	7,412	8,350	8,249	6,278	6,983
Plomo	Pb	159	189	147	153	124	149

(A): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Arequipa; (B): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Lampa; (C): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Cusco; (D): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Huancané; (E): Área colindante al mercado de Túpac Amaru; (F): Área colindante al mercado de Santa Bárbara. Valores expresados en ppm

En cuanto a las partículas PM₁₀ (Tabla 6), el análisis químico determinó el siguiente orden de concentración $\text{Pb} > \text{Mn} > \text{Cr} > \text{Cd}$ similar al encontrado en las PM_{2,5}, sin embargo, las concentraciones fueron en todos los casos superiores a los encontrados en PM_{2,5}. La concentración máxima y mínima de cada elemento fue bastante aleatoria dependiendo del sitio control, pero fue bastante homogénea en su concentración.

Tabla 6. Presencia de metales pesados en las muestras analizadas para el PM₁₀

Elemento	PM ₁₀ Símbolo químico	Niveles de metales pesados en puntos de medición y control (ppm)					
		(A)	(B)	(C)	(D)	(E)	(F)
Arsénico	As	-	-	-	-	-	-
Cadmio	Cd	0,328	0,314	0,305	0,357	0,273	0,295
Cromo	Cr	8,674	8,547	8,398	8,971	8,301	8,623
Manganeso	Mn	16,312	16,478	16,524	14,258	13,214	14,873
Plomo	Pb	247	275	258	279	198	223

(A): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Arequipa; (B): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Lampa; (C): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Cusco; (D): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Huancané; (E): Área colindante al mercado de Túpac Amaru; (F): Área colindante al mercado de Santa Bárbara. Valores expresados en ppm

La Tabla 7 muestra el efecto fitotóxico sobre la germinación de distintas especies vegetales utilizadas a distintas concentraciones de PM_{2,5}. En el caso de la *Caléndula officinalis* (Figura 2) no hubo mayores diferencias en los porcentajes de germinación a las diferentes concentraciones empleadas y a los diferentes puntos de toma de muestra con respecto al grupo control, inclusive hubo un leve aumento en el porcentaje de germinación con respecto al control en el punto D (Salida a Huancané). Con respecto a la especie *Schinus terebinthifolia* (Figura 3), en general, los porcentajes de germinación a las diferentes concentraciones y puntos de control fueron ligeramente menor a los controles. Los puntos de control A, B y C tuvieron una ligera disminución de los porcentajes de germinación con respecto a los puntos D, E y F. En el caso de *Physalis peruviana* (Figura 4), no hubo marcada diferencia entre los porcentajes de germinación del grupo control y las diferentes diluciones y puntos de toma de muestra, en todo caso, hubo mayor efecto del porcentaje de germinación a medida que aumentaba la dilución, es decir a menor concentración del particulado mayor era el porcentaje de germinación.

Tabla 7. Efecto de la fitotóxicidad medido a través del porcentaje de germinación de las especies vegetales utilizadas a distintas concentraciones de PM_{2,5}

	Concentraciones	Grupo Control	(A)	(B)	(C)	(D)	(E)	(F)
<i>Caléndula officinalis</i>	25%	96	87	89	88	90	89	89
	50%	87	87	85	88	94	84	90
	75%	86	89	89	88	96	86	95
	100%	83	92	90	91	97	83	98
<i>Schinus terebinthifolia</i>	25%	97	85	87	74	92	91	90
	50%	96	85	85	87	93	90	92
	75%	95	86	88	86	94	93	93
	100%	95	87	92	89	91	93	95
<i>Physalis peruviana</i>	25%	89	90	86	90	86	92	89
	50%	89	87	86	91	92	92	89
	75%	84	88	88	90	93	95	88
	100%	83	89	89	93	93	96	87

(A): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Arequipa; (B): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Lampa; (C): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Cusco; (D): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Huancané; (E): Área colindante al mercado de Túpac Amaru; (F): Área colindante al mercado de Santa Bárbara.

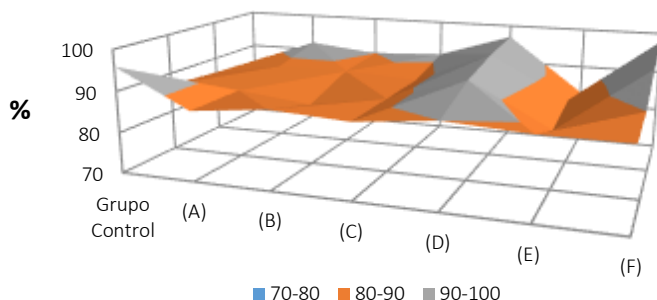


Figura 2. Efecto de la fitotóxicidad medido a través del porcentaje de germinación de *Caléndula officinalis* a distintas concentraciones de PM_{2,5}(A): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Arequipa; (B): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Lampa; (C): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Cusco; (D): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Huancané; (E): Área colindante al mercado de Túpac Amaru; (F): Área colindante al mercado de Santa Bárbara.

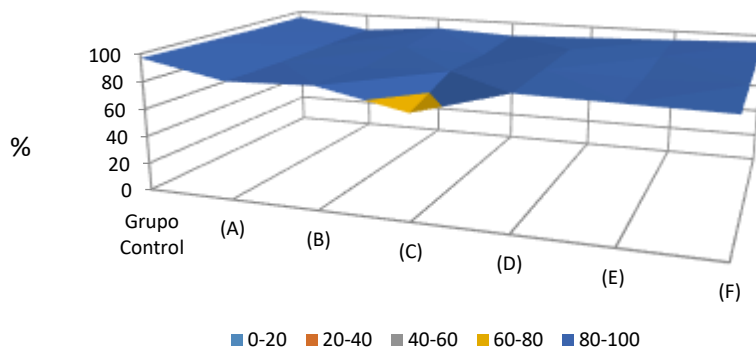


Figura 3. Efecto de la fitotóxicidad medido a través del porcentaje de germinación de *Schinus terebinthifolia* a distintas concentraciones de PM_{2,5}

(A): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Arequipa; (B): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Lampa; (C): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Cusco; (D): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Huancané; (E): Área colindante al mercado de Túpac Amaru; (F): Área colindante al mercado de Santa Bárbara.

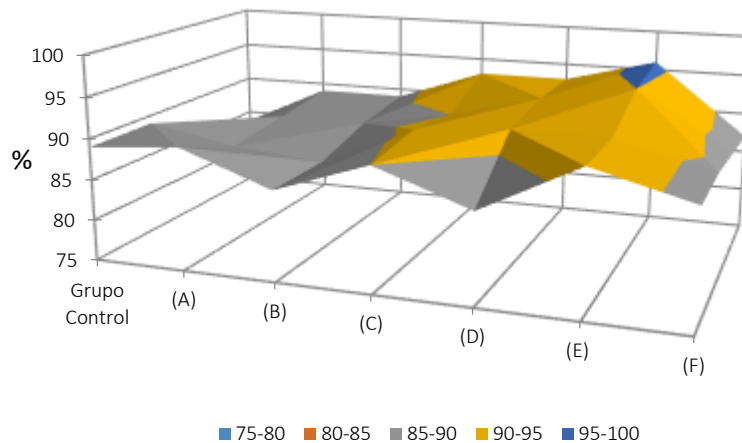


Figura 4. Efecto de la fitotoxicidad medido a través del porcentaje de germinación de *Physalis peruviana* a distintas concentraciones de PM_{2,5}

(A): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Arequipa; (B): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Lampa; (C): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Cusco; (D): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Huancané; (E): Área colindante al mercado de Túpac Amaru; (F): Área colindante al mercado de Santa Bárbara.

La Tabla 8 señala el efecto fitotóxico sobre la germinación de distintas especies vegetales utilizadas a distintas concentraciones de PM₁₀. En el caso de la *Caléndula officinalis* (Figura 5) no hubo mayores diferencias en los porcentajes de germinación a las diferentes concentraciones empleadas y a los diferentes puntos de control con respecto al blanco, inclusive, similar a PM_{2,5}, hubo un leve aumento en el porcentaje de germinación con respecto al control en el punto E (Salida a Túpac Amaru). Con respecto a la especie *Schinus terebinthifolia* (Figura 6), en general, los porcentajes de germinación a las diferentes concentraciones y puntos de control, fueron ligeramente menor al blanco. Los puntos de control B, D y F tuvieron una ligera disminución de los porcentajes de germinación con respecto a los puntos A, C y E. En general a medida que la dilución era mayor, mayor era también el porcentaje de germinación. En el caso de *Physalis peruviana* (Figura 7), los porcentajes de germinación fueron ligeramente menores a los controles. El punto de toma de muestra B presentó los valores más bajo de germinación, mientras que el punto control E, tuvieron mejor porcentaje de germinación, inclusive superior al control. En todos los casos, hubo mayor efecto del porcentaje de germinación a medida que aumentaba la dilución, es decir a menor concentración del particulado mayor era el porcentaje de germinación. Por otra parte, no hubo mucha diferencia en los porcentajes de germinación entre el tratamiento con soluciones de PM_{2,5} y PM₁₀.

Tabla 8. Efecto de la fitotoxicidad medido a través del porcentaje de germinación de las especies vegetales utilizadas a distintas concentraciones de PM₁₀

	Concentraciones	Grupo Control	(A)	(B)	(C)	(D)	(E)	(F)
<i>Caléndula officinalis</i>	25%	92	82	80	80	81	90	87
	50%	92	81	80	81	82	92	89
	75%	93	84	83	84	85	95	90
	100%	98	84	85	83	88	98	91
<i>Schinus terebinthifolia</i>	25%	85	82	75	84	78	90	79
	50%	92	80	74	86	78	93	82
	75%	93	79	72	88	79	94	82
	100%	95	80	74	90	79	97	83
<i>Physalis peruviana</i>	25%	88	83	78	88	84	91	84
	50%	92	82	79	92	86	93	86
	75%	92	83	82	92	87	94	87
	100%	93	83	91	94	89	97	90

(A): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Arequipa; (B): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Lampa; (C): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Cusco; (D): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Huancané; (E): Área colindante al mercado de Túpac Amaru; (F): Área colindante al mercado de Santa Bárbara.

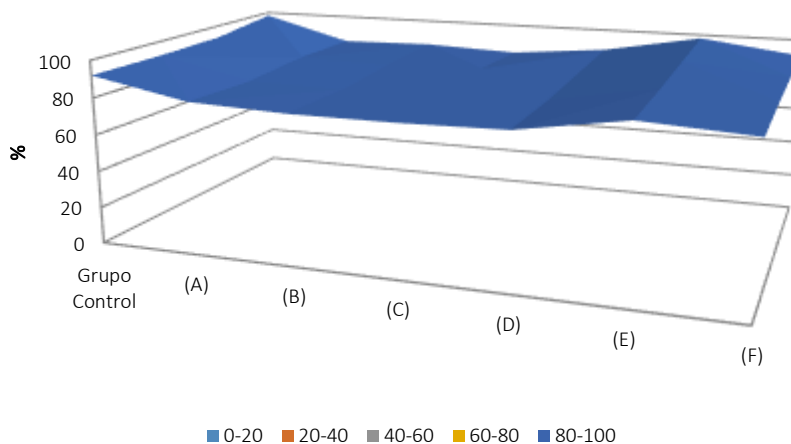


Figura 5. Efecto de la fitotoxicidad medido a través del porcentaje de germinación de *Caléndula officinalis* a distintas concentraciones de PM10

(A): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Arequipa; (B): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Lampa; (C): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Cusco; (D): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Huancané; (E): Área colindante al mercado de Túpac Amaru; (F): Área colindante al mercado de Santa Bárbara.

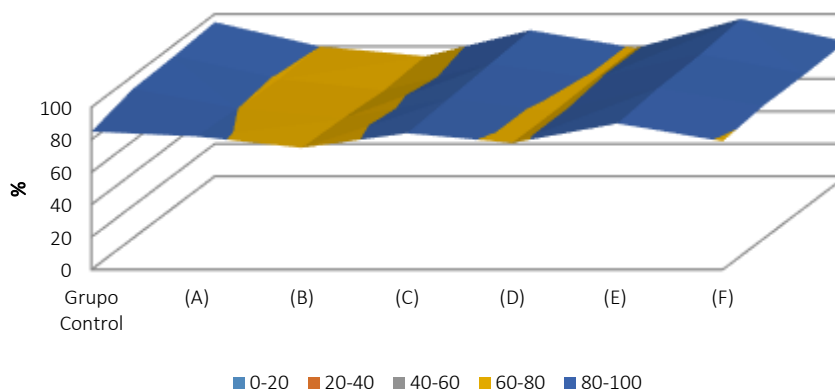


Figura 6. Efecto de la fitotoxicidad medido a través del porcentaje de germinación de *Schinus terebinthifolia* a distintas concentraciones de PM10

(A): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Arequipa; (B): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Lampa; (C): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Cusco; (D): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Huancané; (E): Área colindante al mercado de Túpac Amaru; (F): Área colindante al mercado de Santa Bárbara.

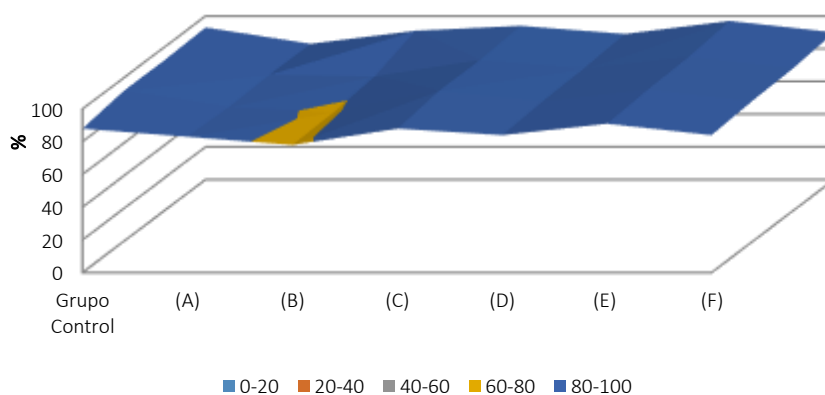


Figura 7. Efecto de la fitotoxicidad medido a través del porcentaje de germinación de *Physalis peruviana* a distintas concentraciones de PM10

(A): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Arequipa; (B): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Lampa; (C): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Cusco; (D): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Huancané; (E): Área colindante al mercado de Túpac Amaru; (F): Área colindante al mercado de Santa Bárbara.

La Tabla 8 señala el efecto fitotóxico sobre la germinación de distintas especies vegetales utilizadas a distintas concentraciones de PM10. En el caso de la *Caléndula officinalis* (Figura 5) no hubo mayores diferencias en los porcentajes de germinación a las diferentes concentraciones empleadas y a los diferentes puntos de toma de muestra con respecto al grupo control, inclusive, similar a PM2,5, hubo un leve aumento en el porcentaje de germinación con respecto al control en el punto E (Salida a Túpac Amaru). Con respecto a la especie *Schinus terebinthifolia* (Figura 6), en general, los porcentajes de germinación a las diferentes concentraciones y puntos de control fueron ligeramente menor a los blancos. Los puntos de control B, D y F tuvieron una ligera disminución de los porcentajes de germinación con respecto a los puntos A, C y E. En general a medida que la dilución era mayor, mayor era también el porcentaje de germinación. En el caso de *Physalis peruviana* (Figura 7), los porcentajes de germinación fueron ligeramente menores a los controles. El punto control B presentó los valores más bajos de germinación, mientras que el punto control E, tuvieron mejores porcentajes de germinación, inclusive superior al control. En todos los casos, hubo mayor efecto del porcentaje de germinación a medida que aumentaba la dilución.

La Tabla 9 muestra la fitotoxicidad medida a través de la inhibición del crecimiento radicular de diferentes especies sometidas a diversas concentraciones de PM2,5. En el caso de la *Caléndula officinalis* (Figura 8), los tratamientos llevados a cabo en los diferentes puntos de control señalaron un aumento del crecimiento radicular con respecto al grupo control con excepción del punto F donde hubo un menor crecimiento radicular. En la especie *Schinus terebinthifolia* (Figura 9), similar al caso anterior, en general, hubo un aumento del crecimiento radicular en los diferentes puntos de control con respecto a los blancos. Los menores crecimientos fueron observados en el punto F. Por otra parte, a medida que aumento la dilución en los diferentes ensayos, el crecimiento radicular se incrementó. Para el caso de *Physalis peruviana* (Figura 10), en general se observó un aumento en el crecimiento radicular en todos los ensayos con respecto al grupo control.

Tabla 9. Efecto de la fitotoxicidad medido a través de la inhibición del crecimiento radicular de las especies vegetales utilizadas a distintas concentraciones de PM2,5

	Concentraciones	Grupo Control	(A)	(B)	(C)	(D)	(E)	(F)
<i>Caléndula officinalis</i>	25%	5	6	7	8	7	8	4
	50%	5	6	8	9	6	5	4
	75%	5	6	7	7	5	4	4
	100%	5	6	7	8	4	6	6
<i>Schinus terebinthifolia</i>	25%	3	4	5	7	6	4	4
	50%	5	9	10	11	12	8	8
	75%	7	9	10	10	11	9	9
	100%	6	11	12	14	10	9	8
<i>Physalis peruviana</i>	25%	3	3	4	5	7	6	4
	50%	2	4	3	4	5	5	4
	75%	5	5	6	7	6	8	5
	100%	4	3	4	5	6	4	4

(A): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Arequipa; (B): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Lampa; (C): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Cusco; (D): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Huancané; (E): Área colindante al mercado de Túpac Amaru; (F): Área colindante al mercado de Santa Bárbara.

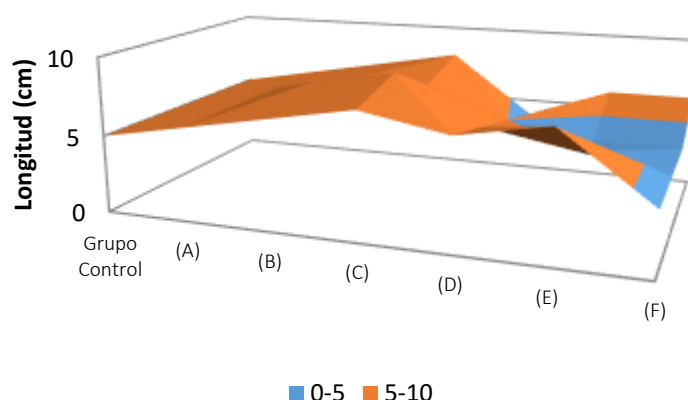


Figura 8. Efecto de la fitotoxicidad medido a través de la inhibición del crecimiento radicular de *Caléndula officinalis* a distintas concentraciones de PM2,5

(A): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Arequipa; (B): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Lampa; (C): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Cusco; (D): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Huancané; (E): Área colindante al mercado de Túpac Amaru; (F): Área colindante al mercado de Santa Bárbara.

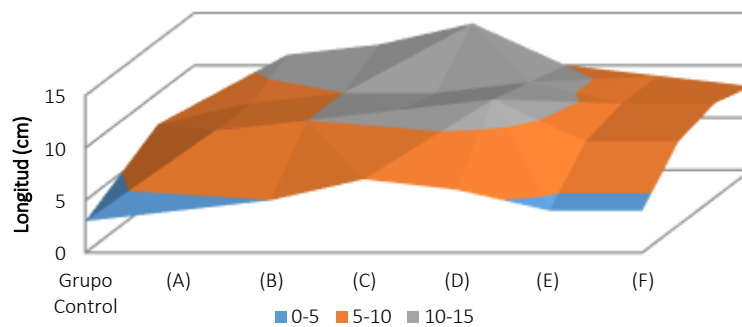


Figura 9. Efecto de la fitotoxicidad medido a través de la inhibición del crecimiento radicular de *Schinus terebinthifolia* a distintas concentraciones de PM2,5

(A): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Arequipa; (B): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Lampa; (C): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Cusco; (D): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Huancané; (E): Área colindante al mercado de Túpac Amaru; (F): Área colindante al mercado de Santa Bárbara.

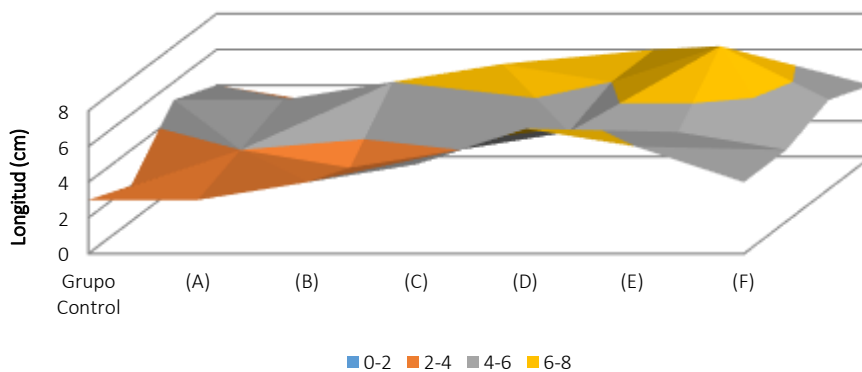


Figura 10. Efecto de la fitotoxicidad medido a través de la inhibición del crecimiento radicular de *Physalis peruviana* a distintas concentraciones de PM2,5

(A): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Arequipa; (B): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Lampa; (C): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Cusco; (D): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Huancané; (E): Área colindante al mercado de Túpac Amaru; (F): Área colindante al mercado de Santa Bárbara.

La Tabla 10 muestra la fitotoxicidad medida a través de la inhibición del crecimiento radicular de diferentes especies sometidas a diversas concentraciones de PM10. Similar a los resultados encontrados en los ensayos para particulados a PM2,5, en todos los tratamientos efectuados para las especies *Caléndula officinalis* (Figura 11), *Schinus terebinthifolia* (Figura 12) y *Physalis peruviana* (Figura 13), en general se observó un aumento en el crecimiento radicular en todos los ensayos con respecto al grupo control. Además, no se encontraron diferencias con respecto al tratamiento con los diferentes tamaños de particulado PM2,5 y PM10.

Tabla 10. Efecto de la fitotoxicidad medido a través de la inhibición del crecimiento radicular de las especies vegetales utilizadas a distintas concentraciones de PM10

	Concentraciones	Grupo Control	(A)	(B)	(C)	(D)	(E)	(F)
<i>Caléndula officinalis</i>	25%	4	3	2	2	1	2	2
	50%	6	4	5	3	4	2	2
	75%	7	4	4	3	4	5	4
	100%	7	5	6	7	8	9	4
<i>Schinus terebinthifolia</i>	25%	4	5	4	4	3	2	3
	50%	5	5	5	4	3	4	4
	75%	6	5	5	4	3	4	4
	100%	6	7	6	7	5	3	4
<i>Physalis peruviana</i>	25%	6	5	5	4	5	4	3
	50%	7	6	7	5	6	3	4
	75%	7	8	5	4	7	4	5
	100%	8	7	8	8	6	5	5

(A): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Arequipa; (B): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Lampa; (C): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Cusco; (D): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Huancané; (E): Área colindante al mercado de Túpac Amaru; (F): Área colindante al mercado de Santa Bárbara.

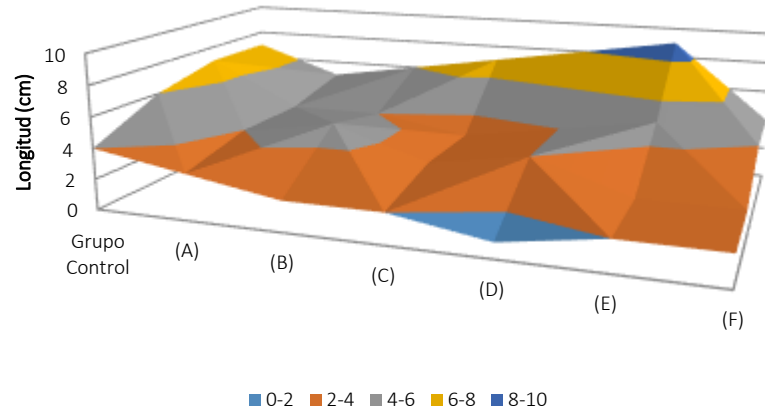


Figura 11. Efecto de la fitotoxicidad medido a través de la inhibición del crecimiento radicular de *Caléndula officinalis* a distintas concentraciones de PM10

(A): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Arequipa; (B): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Lampa; (C): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Cusco; (D): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Huancané; (E): Área colindante al mercado de Túpac Amaru; (F): Área colindante al mercado de Santa Bárbara.

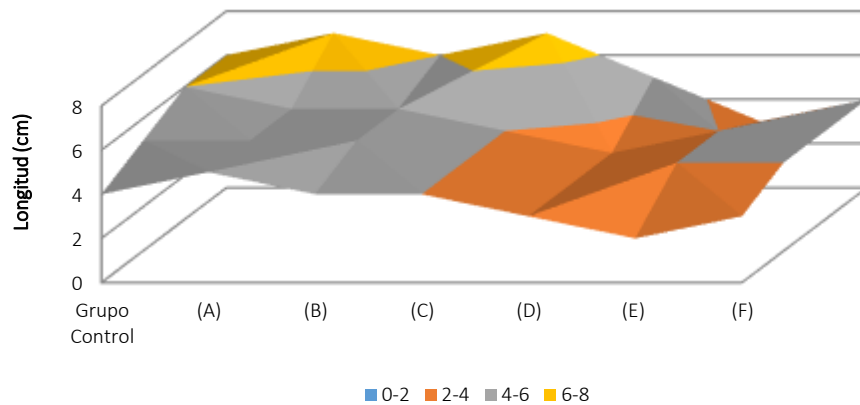


Figura 12. Efecto de la fitotoxicidad medido a través de la inhibición del crecimiento radicular de *Schinus terebinthifolia* a distintas concentraciones de PM10

(A): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Arequipa; (B): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Lampa; (C): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Cusco; (D): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Huancané; (E): Área colindante al mercado de Túpac Amaru; (F): Área colindante al mercado de Santa Bárbara.

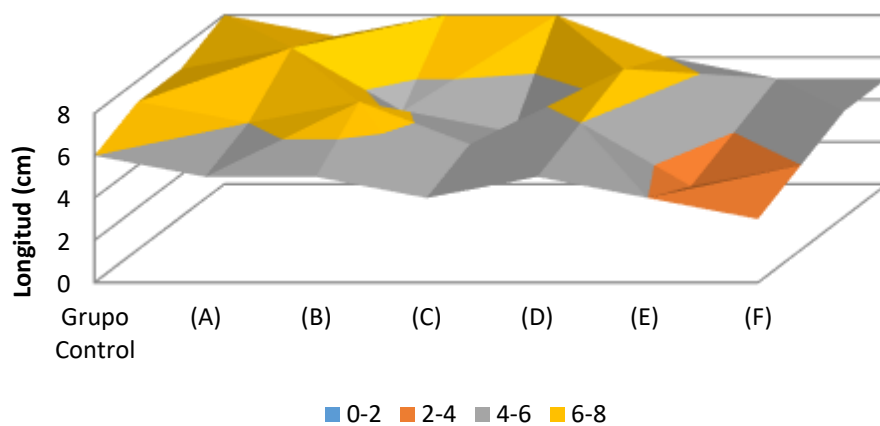


Figura 13. Efecto de la fitotoxicidad medido a través de la inhibición del crecimiento radicular de *Physalis peruviana* a distintas concentraciones de PM10

(A): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Arequipa; (B): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Lampa; (C): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Cusco; (D): Área colindante a la carretera que conduce a la ciudad de Huancané; (E): Área colindante al mercado de Túpac Amaru; (F): Área colindante al mercado de Santa Bárbara.

Discusión

Las partículas atmosféricas (PM) son una parte de la contaminación del aire y una de las principales preocupaciones ambientales en todo el mundo (Vicente & Alves, 2018). Según el diámetro aerodinámico, las partículas se pueden clasificar en PM₁₀ (< 10 µm de diámetro) y aerosoles finos (PM_{2,5}). La toxicidad de estas partículas está determinada por numerosos factores que incluyen la composición química y el tamaño. Las plantas están directamente expuestas a los contaminantes transportados por el aire, soportando una exposición prácticamente de por vida. Los efectos nocivos de las partículas suspendidas en el aire sobre las plantas superiores incluyen alteraciones morfológicas, fisicoquímicas y bioquímicas (Kończak *et al.*, 2021). La deposición seca de partículas en las hojas puede influir negativamente en las primeras reacciones fotoquímicas a través del efecto de sombreado (Fusaro *et al.*, 2021). El daño físico también implica que las partículas pueden simplemente bloquear las estomas o alterar la absorción óptica de las hojas (Przybysz *et al.*, 2014). Las respuestas fisiológicas resultantes implican un crecimiento y una fotosíntesis deteriorados, así como una transpiración alterada (Oksanen *et al.*, 2021).

Las partículas pueden unirse a compuestos potencialmente fitotóxicos que afectarán a las plantas por deposición seca o húmeda (Grantz *et al.*, 2003). La deposición seca atmosférica ocurre a través de la sedimentación gravitacional; la deposición húmeda es el lavado tanto de la fase de vapor como de las sustancias químicas unidas a partículas por precipitación (Grantz *et al.*, 2003). La deposición húmeda atmosférica se considera un mecanismo importante de eliminación de partículas, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) (Zang *et al.*, 2021) y metales (Guo *et al.*, 2014). Los HAP son contaminantes orgánicos persistentes y ubicuos que se liberan al medio ambiente principalmente a través de fuentes antropogénicas, como el escape de vehículos, la quema de biomasa, la incineración de desechos o la calefacción residencial (Liu *et al.*, 2021). Los HAP de bajo peso molecular (que consisten en 2 o 3 anillos aromáticos) generalmente migran en el medio ambiente en forma gaseosa, mientras que los HAP de peso molecular pesado son transportados por partículas (Krzyszczak *et al.*, 2021, Sun *et al.*, 2021). La principal fuente de metales pesados son las partículas que se desprenden de los frenos. Maiorana *et al.* (2019) encontró una alta concentración de metales pesados potencialmente tóxicos como Al, Cr, Zn en residuos de frenos producidos experimentalmente; además, se comprobó la fitotoxicidad de estas muestras. También se apoyó la toxicidad acuática de las emisiones de PM generadas en diferentes sistemas de frenos (Volta *et al.*, 2020).

Se ha informado que el PM y los productos químicos ligados al PM, como los HAP y los metales pesados, causan estrés oxidativo en las plantas (Sharma *et al.*, 2012, He *et al.*, 2021). La formación de especies reactivas de oxígeno (ROS) puede desencadenar daños en las membranas y las células (Piacentini *et al.*, 2019). La Directriz n.º 227 de la OCDE se diseñó originalmente para probar la fitotoxicidad de los productos químicos utilizados en la agricultura, como los productos químicos generales, los biocidas y los productos para la protección de cultivos (Kaur *et al.*, 2017, Khanna *et al.*, 2019). La Guía recomienda el uso de los siguientes criterios de valoración: biomasa, longitud del brote y síntomas visuales. Olszyk *et al.* (2010) discuten que la evaluación del crecimiento vegetativo de las plantas generalmente se enfatiza demasiado en los protocolos de prueba de plantas.

En ese sentido, este estudio trata de determinar los efectos fitotóxicos del particulado atmosférico, producto de la contaminación atmosférica, en la ciudad de Juliaca en Perú. La ciudad de Juliaca posee una alta carga de contaminación ambiental producto de diversas fuentes. Chuquiña-Flore (2021) resalta que el uso de automóviles con categoría menor a L5 es responsable de un promedio de partículas totales suspendidas (PTS) de 32,91 ton/año, 14,81 ton/año de SO₂, 21,94 ton/año de NO_x, 2742,43 ton/año de CO, 1645,46 ton/año de COV y 0,58 ton/año de Pb, para un total de contaminante de 4458.13 ton/año. Resultados que también fueron corroborados por Hancco, 2017. Con estas estadísticas, se estudió el efecto de particulados PM_{2,5} y PM₁₀ sobre tres especies vegetales propias de la región. Los resultados expresados en la tabla 4 señalan concentraciones de 9,5 µg/m³ y 33,20 µg/m³ de particulados PM_{2,5} y PM₁₀ para diferentes puntos de control seleccionados. El valor más alto de 9,85 µg/m³ fue obtenido en el punto A (salida a la ciudad de Arequipa) y el valor más bajo para el punto E (mercado Túpac Amaru) para PM_{2,5}. El mínimo y máximo para el caso de PM₁₀ correspondió a los mismos sitios antes señalados con valores de 34,71 y 32,56 µg/m³ respectivamente. Por otra parte, el análisis químico determinó la concentración de los diferentes metales pesados para las partículas PM_{2,5} y PM₁₀, encontrándose el siguiente orden de concentración Pb>Mn>Cr>>Cd.

La concentración de As no fue detectada. La concentración máxima y mínima de cada elemento fue bastante aleatoria dependiendo del sitio control, pero fue bastante homogénea en su concentración. La concentración de estos metales fue superior en el particulado PM₁₀ que PM_{2,5}, probablemente al mayor tamaño de estas partículas. Luego, usando estas dos fuentes de tamaño de partículas se prepararon soluciones a diferentes concentraciones y diluciones para determinar su efecto fitotóxico en el porcentaje de germinación y tamaño radicular en tres especies vegetales propias de la región: *Caléndula officinalis*, *Schinus terebinthifolia* y *Physalis peruviana*. Los resultados encontrados revelaron que, a pesar de la presencia de diversos metales pesados en concentraciones, en general, no se observó una influencia marcada en el proceso de germinación o formación radicular con respecto al grupo control. Tampoco se observó una tendencia clara entre la concentración de los metales y sus efectos fitotóxicos, aunque si hubo una tendencia a mejorar la germinación y formación radicular a medida que la dilución aumentaba. Tampoco se observó una tendencia marcada con el tamaño de las partículas y su efecto fitotóxico. La tasa de crecimiento más baja puede estar relacionada con el efecto

tóxico de uno o más contaminantes presentes en el extracto. Pašková *et al* (2006) confirmaron el efecto negativo de tres HPA (hidrocarburos poliaromáticos generalmente presente en el particulado) y sus derivados N-heterocíclicos sobre la germinación y el crecimiento de plántulas de mostaza, cebada y frijol común. Desalme *et al.* (2011) también informaron una disminución de la biomasa en el trébol después del tratamiento con otro HPA, fenantreno. En un estudio llevado sobre 13 especies diferentes de plantas europeas, Kováts *et al.*, (2021) determinó la fitotoxicidad potencial usando material particulado; los resultados revelaron que si bien hubo una sensibilidad específica de especie de estos puntos finales, una proporción considerable (30 %) de las especies de prueba no mostró una respuesta estadísticamente significativa al tratamiento, lo que indica la solidez relativa de las comunidades al borde de la carretera, tal como pudiese estar siendo observado en nuestros resultados. Por su parte, Daresta *et al.* (2015), estudiaron el efecto directo de partículas atmosféricas PM10 en crecimiento de las plantas de tomate (*Solanum lycopersicum L.*) durante 18 días. Se analizaron los contenidos de carbono orgánico y elemental e HAP en todos los filtros probados. Los indicadores de toxicidad (es decir, germinación de semillas, elongación de raíces, peso de brotes y/o raíces frescas, contenido de clorofila y carotenoides) se cuantificaron para estudiar los efectos negativos y/o positivos en las plantas a través de la absorción de raíces. Se encontraron diferencias sustanciales en el crecimiento del aparato radicular con respecto al de las plantas testigo. Se encontró una disminución de 17 a 58 % en la elongación de la raíz primaria, una gran cantidad de raíces secundarias y una disminución en el peso de los brotes (32 %) y raíces (53 a 70 %). El análisis cuantitativo de las especies reactivas de oxígeno (ROS) indicó que se produjo un estallido oxidativo en respuesta al estrés abiótico en las raíces que crecieron directamente en PM10, y este efecto perjudicial también fue confirmado por los hallazgos sobre el contenido de clorofila y la proporción de clorofila a carotenoide

Conflicto de intereses

No se reporta conflicto de intereses.

Agradecimientos

Nuestro más sentido agradecimiento al personal técnico de la casa comercial Kusitest S.A.C., por su invaluable colaboración en la realización de este proyecto.

Referencias

- Bell, J. F., Honour, S., & Power, S. B. (2011). Effects of vehicle exhaust emissions on urban wild plant species. *Environmental Pollution*, 159(8-9), 1984-1990. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.03.00>
- Bharti, S. K., Trivedi, A., & Kumar, N. (2018). Air pollution tolerance index of plants growing near an industrial site. *urban climate*, 24, 820-829. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2017.10.007>
- Carpenter, C., Boutin, C. & Allison, JE. (2013). Effects of chlorimuron ethyl on terrestrial and wetland plants: Levels of, and time to recovery following sublethal exposure. *Environ. Pollut.*, 172, 275-282. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.046>
- Chuquija-Flores, I.C. (2021). Contaminación del aire producido por el parque automotor de vehículos menores de la categoría 15 y su incidencia en el impacto vial en la ciudad de Juliaca. *Revista Científica sobre Investigación Andina*, 21(1)1-10. Disponible en: <https://www.revistas.uancv.edu.pe/index.php/RCIA/article/view/920> (Acceso marzo 2023)
- Conklin, P.L. & Barth, C. (2004). Ascorbic acid, a familiar small molecule intertwined in the response of plants to ozone, pathogens, and the onset of senescence. *Plant Cell Environ.*, 27 (8), 959-970. <https://doi.org/10.1111/pce.2004.27.issue-810.1111/j.1365-3040.2004.01203.x>
- Daresta, B.E., Italiano, F., de Gennaro, G., Trotta, M., Tutino, M. & Veronico, P. (2015) Efecto de las partículas atmosféricas (PM) en el crecimiento de *Solanum lycopersicum* cv. Roma planta *Chemosphere* 119:37–42. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.05.054>
- Desalme, D., Binet, P., Epron, D., Bernard, N., Gilbert, D. (2011) La contaminación atmosférica por fenantreno modula la asignación de carbono en el trébol rojo (*Trifolium pratense L.*). *Contaminación ambiental* 159:2759–2765. Disponible en: https://www.academia.edu/76860748/Arbuscular_Mycorrhizal_Fungal_Infectivity_in_Two_Soils_as_Affected_by_Atmospheric_Phenanthrene_Pollution. (Acceso febrero 2023)
- Fusaro, L., Salvatori, E., Winkler, A., Frezzini, MA. & De Santis, E. (2021) Urban trees for biomonitoring atmospheric particulate matter: An integrated approach combining plant functional traits, magnetic and chemical properties *Ecol. Indic* 126:107707. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107707>
- Grantz, D.A., Garner, J.H.B., & Johnson, D.W. (2003) Ecological effects of particulate matter. *Environ Int* 29:213–239. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00181-2](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00181-2)

- Gratani, L., Crescente, M.F. & Petruzzi, M. (2000). Relationship between leaf life-span and photosynthetic activity of *Quercus ilex* in polluted urban areas (Rome). *Environ. Pollut.*, 110 (1), 19-28. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00285-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00285-7)
- Guo, L-C., Bao, L-J., She, J-W. & Zeng, EZ. (2014) Significance of wet deposition to removal of atmospheric particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbons: a case study in Guangzhou. *China Atmos Environ* 83:136–144. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.11.012>
- Hanco, A. (2017). Concentración de material particulado menores a 10 micrómetros y gestión ambiental con áreas verdes en la ciudad de Juliaca. Tesis de Grado. Universidad Nacional del Antiplano. Disponible en: https://alicia.concytec.gob.pe/vufind/Record/RNAP_311bf60c097b5d86bebb26b316615d95. (Acceso febrero 2023).
- He, F., Liu, Q., Jing, M., Wan, J., Huo, C., Zong, W., Tang, J., & Liu, R. (2021). Toxic mechanism on phenanthrene-induced cytotoxicity, oxidative stress and activity changes of superoxide dismutase and catalase in earthworm (*Eisenia foetida*): A combined molecular and cellular study. *Journal of Hazardous Materials*, 418, 126302. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126302>
- Hieu, N.T., & Lee, B.K. (2010). Characteristics of particulate matter and metals in the ambient air from a residential area in the largest industrial city in Korea. *Atmos. Res.*, 98 (2-4)526-537. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2010.08.019>
- Kaur, M., & Nagpal, A.K. (2017) Evaluation of air pollution tolerance index and anticipated performance index of plants and their application in development of green space along the urban areas. *Environ Sci Pollut Res* 24:18881–18895. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9500-9>
- Khanna, K., Jamwal, V.L., Gandhi, S.G., Ohri, P., & Bhardwaj, R. (2019) Metal resistant PGPR lowered Cd uptake and expression of metal transporter genes with improved growth and photosynthetic pigments in *Lycopersicon esculentum* under metal toxicity. *Sci Rep* 9:5855. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41899-3>
- Khavaninzadeh, A.R., Veroustraete, F., Buytaert, J.A.N., Samson, R. (2014). Leaf injury symptoms of *Tilia* sp. as an indicator of urban habitat quality. *Ecol. Indic.*, 41,58-64. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.01.014>
- Kończak, B., Cempa, M., Pierzchała, Ł. & Deska, M (2021). Assessment of the ability of roadside vegetation to remove particulate matter from the urban air. *Environ Pollut* 268:115465. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115465>
- Kováts, N., Fábíán, V.A., Hubai, K., Diósi, D., Sainnokhoi, T.A., Békéssy, Z. & Teke, G. (2020). Seasonal Differences in Rural Particulate Matter Ecotoxicity. *Aeros. Sci. Eng.* Doi: 10.1007/s41810-020-00063-5.
- Kováts, N., Hubai, K., Diósi, D., Sainnokhoi, T.S., Hoffer, A., Tóth, A., & Teke, G. (2021). Sensitivity of typical European roadside plants to atmospheric particulate matter, *Ecological Indicators*,124,107428. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107428>.
- Krzyszczak, A., & Czech, B (2021) Occurrence and toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons derivatives in environmental matrices. *Sci Total Environ* 788:147738. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147738>
- Lee, M.A., Davies, L., & Power, S.A. (2012). Effects of roads on adjacent plant community composition and ecosystemfunction: An example from three calcareous ecosystems. *Environ. Pollut.*, 163 273-280. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.12.038>
- Liu, H-L., Zhou, J., Li, M., Obrist, D., Wang, X-Z., & Zhou, J. (2021) Chemical speciation of trace metals in atmospheric deposition and impacts on soil geochemistry and vegetable bioaccumulation near a large copper smelter in China. *J Hazard Mater* 413:125346. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125346>
- Maiorana, S., Teoldi, F., Silvani, S., Mancini, A., Sanguineti, A., Mariani, F., Cella, C., Lopez, A., Potenza, M. A. C., Lodi, M., Dupin, D., Sanvito, T., Lacaíta, A. L., Benfenati, E., & Baderna, D. (2019). Phytotoxicity of wear debris from traditional and innovative brake pads. *Environment International*, 123, 156-163. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.11.057>
- Middleton, J.T., Kendrick, J.B., & Schwalm, H.W. (1950). Injury to herbaceous plants by smog or air pollution. *Plant Dis. Reporter*, 34 (1950) 245-252. Disponible en: https://hero.epa.gov/hero/index.cfm/reference/details/reference_id/14944 (Acceso marzo 2023)
- Molnár, V.É., Simon, E., Tóthmérész, B., Ninsawat, S., & Szabó, S. (2020). Air pollution induced vegetation stress – The Air Pollution Tolerance Index as a quick tool for city health evaluation. *Ecol. Indic.*, 113, 106234. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106234>

- Mukherjee, A., & Agrawal, M. (2018). Use of GLM approach to assess the responses of tropical trees to urban air pollution in relation to leaf functional traits and tree characteristics. *Ecotox. Environ. Safe.*, 152, 42-54. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.01.038>
- Oksanen, O., & Kontunen-Soppela, S. (2021) Plants have different strategies to defend against air pollutants. *Curr Opin Environ Sci Health* 19:100222. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2020.10.010>
- Olszyk, D., Pflieger, T., Lee, E.H., & Plocherz, M. (2010) Phytotoxicity assay for seed production using *Brassica rapa* L. *Integr Environ Asses* 6(4):725–734. <https://doi.org/10.1002/ieam.89>
- Pal, A., Kulshreshtha, K., Ahmad, K.J., & Behl, H.M. (2002). Do leaf surface characters play a role in plant resistance to auto-exhaust pollution? *Flora*, 197 (1), 47-55. <https://doi.org/10.1078/0367-2530-00014>
- Pašková, V., Hilschrová, K., Feldmannová, M., & Bláha, L. (2006) Efectos tóxicos y estrés oxidativo en plantas superiores expuestas a hidrocarburos aromáticos policíclicos y sus derivados N-heterocíclicos. *Environ Toxicol Chem* 25:3238–3245. <https://doi.org/10.1897/06-162R.1>
- Przybysz A, Sæbø A, Hanslin, H.M., & Gawroński, S.W. (2014) Accumulation of particulate matter and trace elements on vegetation as affected by pollution level, rainfall and the passage of time. *Sci Total Environ* 481:360–369. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.072>
- Sarkar, R.K., Banerjee, A., & Mukherji, S. (1986). Acceleration of Peroxidase and Catalase Activities in Leaves of Wild Dicotyledonous Plants, as an Indication of Automobile Exhaust Pollution. *Environ. Pollut. Series A*, 42 (4), 289-295. [https://doi.org/10.1016/0143-1471\(86\)90013](https://doi.org/10.1016/0143-1471(86)90013)
- Sauter, J.J., & Pambor, L. (1989). The dramatic corrosive effect of roadside exposure and of aromatic hydrocarbons on the epistomatal wax crystalloids in spruce and fir – and its significance for the ‘Waldsterben’. *Eur. J. Forest Pathol.*, 19 (5-6), 370-378. <https://doi.org/10.1111/efp.1989.19.issue-5-610.1111/j.1439-0329.1989.tb00272.x>
- Sharma, P., Jha, A.B., Dubey, R.S., & Pessarakli, M. (2012) Reactive oxygen species, oxidative damage, and antioxidative defense mechanism in plants under stressful conditions. *J Bot* 2012:1–26. <https://doi.org/10.1155/2012/217037>
- Singh, S.K., & Rao, D.N., (1983). Evaluation of plants for their tolerance to air pollution. In: *Control IAfAP* (Ed.), *Proceedings Symposium on Air Pollution Control*. NewDelhi, India, 218–224. Disponible en: https://www.scirp.org/%28S%28lz5mqp453edsnp55rrgict55%29%29/reference/referencespapers.aspx?reference_id=2188349 (Acceso marzo 2023).
- Sun, K., Song, Y., He, F., Jing, M., Tang, J., & Liu, R. (2021) A review of human and animals exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: health risk and adverse effects, photo-induced toxicity and regulating effect of microplastics. *Sci Total Environ* 773:145403. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145403>
- Thorpe, A., & Harrison, R.M. (2008). Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review *Sci. Total Environ.*, 400 (1-3)270-282. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.007>
- Tiwari, S., Agrawal, M., & Marshall, F.M. (2006). Evaluation of ambient air pollution impact on carrot plants at a sub urban site using open top chambers. *Environ. Monit. Assess.*, 119 (1-3)15-30. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9001-z>
- Vicente, E.D., & Alves, C.A. (2018) An overview of particulate emissions from residential biomass combustion. *Atmos Res* 199:159–185. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2017.08.027>
- Volta, A., Sforzini, S., Camurati, C., Teoldi, F., Maiorana, S., Croce, A., Benfenati, E., Perricone, G., Lodi, M., & Viarengo, A. (2020). Ecotoxicological effects of atmospheric particulate produced by braking systems on aquatic and edaphic organisms. *Environment International*, 137, 105564. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105564>
- Wu, D., Zhang, F., Lou, W., Li, D., & Chen, J. (2017). Chemical characterization and toxicity assessment of fine particulate matters emitted from the combustion of petrol and diesel fuels. *Sci. Total Environ.*, 605–606, 172-179. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.058>
- Zang, F., Wang, H., Zhao, C., Nan, Z., Wang, S., Yang, J., & Li, N. (2021). Atmospheric wet deposition of trace elements to forest ecosystem of the Qilian Mountains, northwest China. *Catena*, 197, 104966. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104966>
- Zhang, Z., Khlystov, A., Norford, L. K., Tan, Z., & Balasubramanian, R. (2017). Characterization of traffic-related ambient fine particulate matter (PM 2.5) in an Asian city: Environmental and health implications. *Atmospheric Environment*, 161, 132-143. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.04.040>