

Calidad del Aire Ambiente en Entornos Escolares con Intervenciones de Urbanismo Táctico en Cuenca, Ecuador

Abad, Pamela¹ ; Ramírez, Darleny^{1,*} ; Astudillo, Ana Lucía¹ 

¹Universidad de Cuenca, Facultad de Ciencias Químicas, Cuenca, Ecuador

Resumen: En los entornos escolares, la infraestructura urbana favorece al vehículo privado en lugar de promover la movilidad activa, lo que incide en la contaminación atmosférica y en problemas de salud en los infantes. Por ello, es fundamental evaluar la calidad del aire en las instituciones educativas considerando la reconfiguración del espacio público. En consecuencia, el objetivo es determinar los niveles de presión sonora mediante el modelo de predicción de ruido NMPB-Routes-96 y la concentración de partículas sedimentables por el método gravimétrico de captación de partículas en envases abiertos antes y después de las intervenciones de urbanismo táctico. Además, de conocer las concentraciones de Aluminio (Al), Manganeseo (Mn), Zinc (Zn), Hierro (Fe), Cobalto (Co) y Cromo (Cr) mediante biomonitorización con briofitas. Los resultados de partículas sedimentables presentaron valores superiores a las normativas nacional e internacional, y con las intervenciones, se observó una reducción del 30 % en la concentración del contaminante. La presión sonora excedió los límites establecidos tanto a nivel local como nacional, y con las intervenciones no se demostró una reducción significativa. El biomonitoreo de metales, registró que las concentraciones tenían un orden de mayor a menor: Al, Fe, Mn, Zn, Cr y Co. Y se encontró una relación relevante entre la presencia de Zinc y el tráfico rodado. Adicionalmente, se mantuvieron socializaciones con los actores principales durante el desarrollo de la investigación. Se concluye que en los entornos escolares se presenta baja calidad del aire y se propone al urbanismo táctico como medida de mitigación de contaminación por tráfico vehicular.

Palabras clave: contaminación atmosférica, planificación urbana, instituciones educativas, tráfico vehicular

Ambient Air Quality in School Environments with Tactical Urban Planning Interventions in Cuenca, Ecuador

Abstract: In school environments, the current urban infrastructure prioritizes private vehicles over promoting active mobility, which leads to increase air pollution and health problems in children. Therefore, evaluating air quality in educational institutions is essential, especially considering the reconfiguration of public spaces. Consequently, the objective is to determine noise levels based on the NMPB-Routes-96 noise prediction model and to assess the concentration of settleable particles using the gravimetric method by collecting particles in open containers before and after tactical urbanism interventions. Another objective is to determine the concentrations of Aluminum (Al), Manganese (Mn), Zinc (Zn), Iron (Fe), Cobalt (Co), and Chromium (Cr) through biomonitoring with bryophytes. The results of settleable particles showed values higher than national and international regulations, and interventions resulted in a 30 % reduction in pollutant concentration. The sound pressure exceeded established limits at both local and national levels, and interventions did not demonstrate a significant reduction. Metal biomonitoring recorded concentrations in the following order from highest to lowest: Al, Fe, Mn, Zn, Cr, and Co; also, Zn presented a higher correlation with road traffic. In addition, during the investigation, socializations were carried out with the main actors. This investigation concluded that low air quality occurs in school environments. Therefore, tactical urbanism should be considered as a measure to mitigate pollution from vehicular traffic.

Keywords: air pollution, urban planning, schools, vehicular traffic

1. INTRODUCCIÓN

El tipo de movilidad en una ciudad viene determinado por la planificación urbana, pero en las últimas seis décadas el diseño ha dado prioridad al vehículo privado, limitando el espacio

disponible para la movilidad activa dentro de la ciudad (Martínez, 2018). Se conoce que en Latinoamérica la infraestructura peatonal corresponde aproximadamente un 30 % del espacio vial, mientras que, para el Ecuador en las ciudades de Quito y Cuenca, este espacio se reduce a un 20 %

*darlenys.ramirezr@gmail.com

Recibido: 27/03/2024

Aceptado: 26/08/2024

Publicado en línea: 30/11/2024

10.33333/rp.vol54n2.06

CC 4.0

(BID, 2016; Pineda y Cardoso, 2020). Maturana et al. (2022) indican que el incremento del parque automotor no se debe tanto a variables sociales o económicas, sino más bien a los patrones viales actuales porque son más amplios y pavimentados. Esta configuración vial tiene consecuencias directas en el tipo de transporte a utilizar, situando al vehículo privado como prioritario, lo que incide a su vez en la calidad del aire y la salud pública.

La movilidad motorizada, según Vásquez (2020), es responsable de casi el 96 % de la contaminación ambiental, porque disminuye la calidad del aire mediante la generación de ruido, emisión de gases de combustión y partículas atmosféricas. Varios estudios, como de Muñoz et al. (2021), han comprobado la existencia de sustancias tóxicas en el aire, entre las cuales destacan los metales pesados, compuestos orgánicos, hidrocarburos aromáticos policíclicos, sulfatos y nitratos. Este fenómeno de contaminación afecta principalmente a los infantes, lo que resulta que 300 000 000 de niños a nivel mundial respiren aire contaminado todos los días y al menos 127 000 niños mueran de enfermedades respiratorias en el año 2013 (Ponce de León y Koinange, 2019). Debido a que sus sistemas inmunológico y pulmonar todavía están en desarrollo, además porque pasan mucho tiempo realizando actividades al aire libre y asistiendo a centros escolares (Ubilla y Yohannessenb, 2017). Especialmente la exposición tiene lugar durante el viaje escolar y en las entradas de la escuela, debido a que el tráfico vehicular es el principal causante de la contaminación atmosférica en el espacio escolar (EPA, 2015; Osborne et al., 2021).

En los entornos escolares la movilidad motorizada predominante puede causar un empeoramiento de la calidad del aire. Evidencias indican concentraciones que oscilan entre 55 y 91 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de material particulado PM10 (Franco et al., 2009), al igual que niveles de presión sonora superiores a la normativa internacional, con valores entre 65 y 89 dB(A) (Barahona et al., 2023; Veliz, 2022). El ruido generado tiene consecuencias en la audición y el bienestar psicológico de los estudiantes, porque según Guzmán y Barceló (2008), el desplazamiento del vehículo o sonidos específicos como el del claxon, tienen un mayor impacto que el ruido industrial, a razón de su aparición continua. Por lo que influye en la concentración del estudiantado y tiene un efecto adverso en su alfabetización (González y Fernández, 2014; Hunashal y Patil, 2012; Mealings, 2022).

En los niños que asisten a escuelas con altos niveles de contaminación se presenta una asociación consistente con el deterioro del desarrollo pulmonar y cardiovascular (Brumberg et al., 2021). Y estudios sugieren que puede afectar el desarrollo neurológico, causar hiperactividad, problemas de atención, así como un desarrollo cognitivo más lento y los estudiantes pueden llegar a tener dificultades en el aprendizaje (Bora et al., 2019; Fuertes et al., 2016; Sunyer et al., 2015; Sunyer et al., 2017).

Las partículas sedimentables constituyen uno de los indicadores de contaminación del aire más sencillos de determinar y sin embargo puede aumentar en 1.55 veces el

riesgo de padecer asma (Alarcón, 2012). Estas partículas tienen una composición química variada y poco especificada, pero se ha llegado a demostrar la presencia de distintos contaminantes orgánicos e inorgánicos, indicando especialmente que en el aire ambiente existen trazas de metales como Cadmio, Cromo, Bario, Plomo, Níquel (Mejía, 2016). Existe evidencia que los estudiantes tienen un alto riesgo de exposición de metales pesados a través el polvo atmosférico (Han et al., 2020), con efectos cognitivos ligados a una memoria deficiente (Saxena et al., 2022). Por tanto, la detección y el estudio de los metales es crucial en los entornos escolares, sin embargo, el mismo representa un elevado costo. Por lo que surge la necesidad de aplicar prácticas alternativas a las convencionales, tal como la utilización de organismo indicadores de la calidad del aire (García Chávez et al., 2016).

En este caso, los musgos han sido los bioindicadores de calidad de aire por excelencia en conjunto con los líquenes. Debido a que principalmente tienen la capacidad de acumular y documentar patrones espaciales y tendencias temporales de contaminantes atmosféricos (Lazo et al., 2022). Limo et al. (2018) indican que se debe a que carecen de un sistema vascular, raíces o cutícula, por tanto, los nutrientes y contaminantes son retenidos directamente de la atmósfera por deposición seca o húmeda; y tienen una alta capacidad de intercambio catiónico y absorbancia que permite que los musgos queden expuestos directamente a la contaminación. Además, son excelentes bioindicadores por su amplia distribución, resistencia a los cambios de clima y la rápida respuesta a los cambios del entorno (Pérez, 2018). Es así que la utilización de musgos se presenta como una alternativa integrada, sencilla y económica en comparación a un análisis convencional para la determinación de la contaminación y deposición de metales, que posibilita incluso cubrir extensas áreas de muestreo en simultáneo (Frontasyeva et al., 2020).

Esta investigación se integra el proyecto “Movilidad segura a la escuela: diseño, implementación y validación de estrategias para la movilidad activa de niños a la escuela”, desarrollado por el departamento de investigación LactaLAB de la Universidad de Cuenca. Cuyo propósito es estudiar, diseñar, e implementar rutas escolares seguras a través de intervenciones de urbanismo táctico en las intermediaciones de las escuelas para fomentar la movilidad activa.

En este contexto, el urbanismo táctico aparece como una herramienta para reconstruir y mejorar el espacio físico y el patrimonio ambiental en una ciudad (Luna y Ocampo, 2020). Puede lograr beneficios sociales y ambientales debido a que fomenta la participación, el compromiso y la colaboración entre individuos, al tiempo que fortalece la relación entre la comunidad y el entorno natural (Ruiz y Solís, 2021). De igual manera rescata los espacios verdes e invierte en espacios para la movilidad activa (Torres et al., 2020). La propuesta de diseño urbanística es experimental, se realiza a pequeña escala y a corto plazo a fin de recopilar información, ajustar los diseños y presentar alternativas para proyectos definitivos (Silva, 2016; Yassin, 2019). Específicamente en este proyecto de los entornos escolares, las intervenciones estuvieron centradas en la ampliación de las aceras para reducir el espacio de los vehículos y aumentar el de los peatones. También se

mejoraron los cruces peatonales, y se utilizaron elementos como batientes, conos de tránsito y macetas para delimitar los nuevos espacios, y se colocaron bancas y señaléticas informativas para mejorar la experiencia de los usuarios.

El objetivo principal de este estudio es evaluar la calidad del aire en los cuatro centros educativos, mediante la medición de los niveles de presión sonora y la concentración de partículas sedimentables antes y después de las intervenciones de urbanismo táctico. Además, se buscará determinar la presencia de metales pesados en briófitos trasplantados y su posible relación con el tráfico vehicular.

2. METODOLOGÍA

2.1 Sitios de estudio

La investigación se realizó en el área urbana del cantón Cuenca, provincia del Azuay. La ciudad registra una población

de aproximadamente 600 000 habitantes, donde el 66 % se ubica en la cabecera cantonal (Municipalidad de Cuenca, 2022). Específicamente, la Tabla 1 muestra las coordenadas de los puntos de monitoreo los cuales fueron seleccionados de acuerdo con el Proyecto de investigación-vinculación al que pertenece este trabajo. Los cuatro establecimientos educativos fueron previamente seleccionados por el grupo de investigación conforme a requerimientos municipales, conflictos en el uso del suelo y por las características del entorno construido. También, se tomó en cuenta un punto de control para el biomonitoreo de metales pesados localizado en la parroquia rural Baños de Cuenca. Ver Figura 1.

El estudio considera dos etapas (Etapa 1: antes de intervenciones de urbanismo táctico y Etapa 2: después de intervenciones), con excepción a la determinación de metales con briofitas, que se desarrolla solo en la Etapa 1.

Tabla 1. Coordenadas de los puntos de muestreo

Código	Lugar	Latitud	Longitud
C	Control/blanco	2.941.509°	-79.141.106°
P	IE Panamá	-2.901.986°	-79.015.244°
NS	IE Nicolás Sojos	-2.912.453°	-79.023.532°
LC	IE Luis Cordero	-2.902.829°	-78.999.339°
AT	IE Abelardo Tamariz	-2.894.573°	-78.975.919°

IE: Instituciones educativas

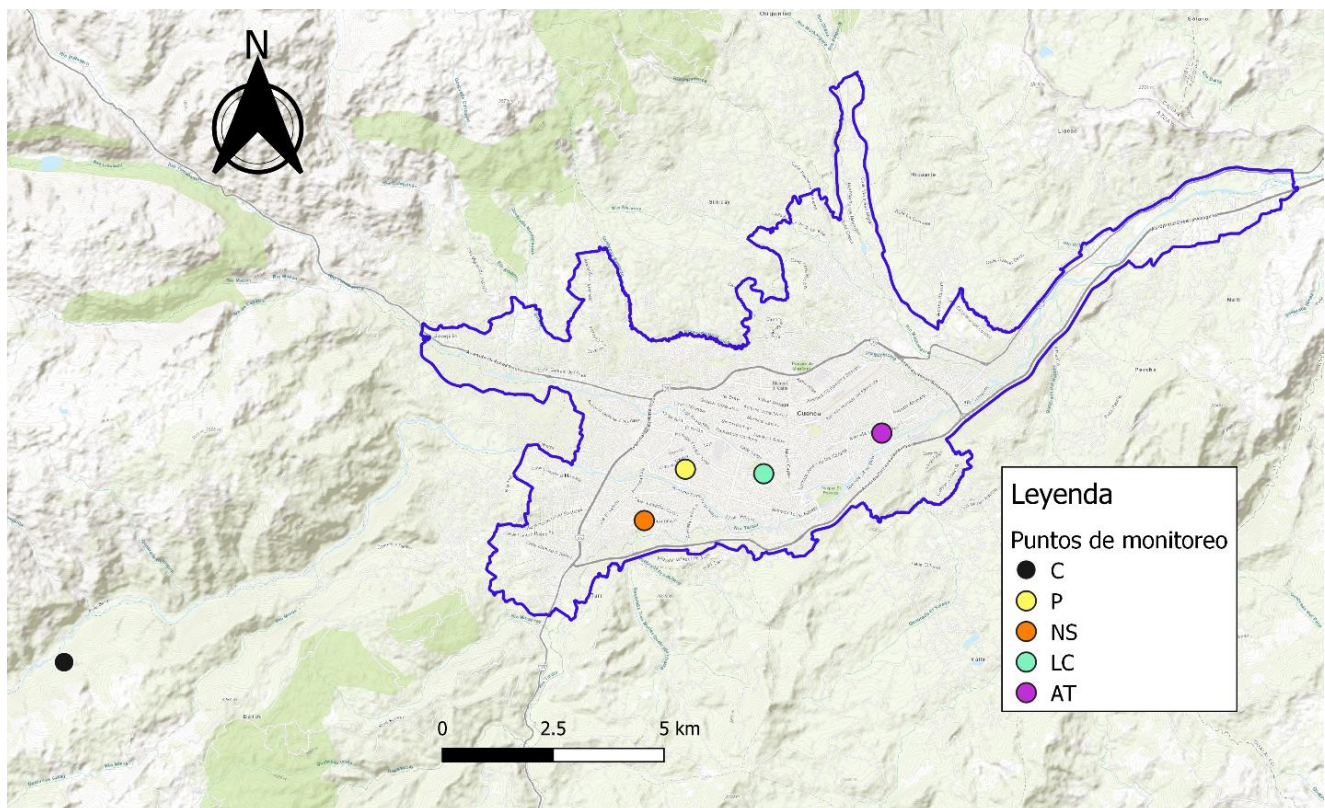


Figura 1. Ubicación de los puntos de monitoreo

2.2 Niveles de presión sonora respecto al tráfico vehicular

Para la simulación y determinación de los niveles de presión sonora referente al tráfico vehicular, se utilizó el modelo de

predicción de ruido NMPB-Routes-96 en el software CadnaA (Computer Aided Noise Abatement), el cual requiere información relacionada a la dimensión y el material de la vía. Al igual que la altura de los semáforos, velocidad y flujo vehicular. Para la simulación se consideró el promedio del número de vehículos por hora que circularon dentro de tres horarios: un primer horario de 06h30 a 07h30, un horario intermedio 09h30-10h30 y un tercer horario de 12h00-13h00. El conteo fue realizado en cada una de las cuatro vías que rodean los recintos educativos del estudio y asimismo se replicó el conteo durante las etapas previo y posterior de las intervenciones.

Los resultados fueron validados en el lugar de estudio a través de un sonómetro calibrado modelo Soundpro SP-DL-2- 1/3 marca Quest Technologies. El proceso de modelación y validación fue realizado por el departamento de investigación IERSE (Instituto de Estudios de Régimen Seccional del Ecuador) perteneciente a la Universidad del Azuay.

Los niveles de presión sonora determinados fueron comparados con los límites establecidos en el Libro VI Anexo 5 del TULSMA y la normativa municipal Art. 316 (GAD Municipal de Cuenca, 2017; TULSMA (2003a)). Se considera el promedio logarítmico de los niveles de presión sonora obtenidos, de acuerdo con la Ecuación (1) descrita en el anexo en mención del TULSMA.

$$LeqPromedio = 10 \log \left[\frac{1}{n_i} * (10^{0.1Leq_{n_1}} + 10^{0.1Leq_{n_2}} + ... + 10^{0.1Leq_{n_i}}) \right] \quad (1)$$

Donde: Leq_{n_i} es cada uno de los valores obtenidos del nivel de presión sonora.

2.3 Recolección y determinación de las muestras de partículas sedimentable

Se empleó el método gravimétrico mediante captación de partículas en envases abiertos con un período de monitoreo de un mes (enero para la Etapa 1 y mayo para la Etapa 2). La concentración de las partículas fue determinada por análisis gravimétrico con papel filtro de microfibras de vidrio marca Whatman con 2 µm de poro. Las concentraciones observadas fueron corregidas de acuerdo con la Ecuación (2) y comparadas con lo referente expuesto en Libro VI Anexo 4 del TULSMA y se consideró además el límite permisible establecido en la normativa internacional (OMS, 2022; TULSMA (2003b)). Para cada sitio de estudio se recolectaron tres muestras, durante las dos etapas.

$$Cc = Co * \frac{760 \text{ mmHg}}{Pbl \text{ mmHg}} * \frac{(273 + t^{\circ}C) K}{298^{\circ} K} \quad (2)$$

Donde:

Cc: concentración corregida

Co: concentración observada

Pbl: presión atmosférica local, en mm Hg

t °C: temperatura local, en grados centígrados

2.4 Determinación de metales por biomonitoreo

Se siguió el procedimiento propuesto por Ares et al. (2012), utilizando una red de nylon de 12 x 15 cm con 2 g de muestra. Se emplearon en total 22 bolsas de musgo en cada punto de monitoreo, las cuales fueron colocadas en un soporte inerte o vivo a una distancia de 2 a 4 m respecto al suelo, y fueron expuestas por un periodo de cuatro meses. Mientras que las muestras control (blanco) se reservaron para evitar su exposición ambiental. Pasado este periodo, las muestras fueron secadas a 35 °C por cuatro días para ser procesadas y obtener una granulometría inferior a 75 mm. El análisis de metales pesados se realizó mediante un espectrofotómetro de plasma acoplado inductivamente con espectrómetro de masas (ICP-MS) en el laboratorio de Análisis Químico de Aguas y Suelos del departamento de Recursos Hídricos de la Universidad de Cuenca.

2.5 Socializaciones de diseño y resultados

Se realizaron talleres informativos en las instituciones educativas con la finalidad de comunicar el objetivo, desarrollo y resultados de la investigación. En estas reuniones se contó con la presencia de los docentes, directiva escolar, alumnos y padres de familia. Además, del acompañamiento del grupo de investigación LactaLAB y las entidades públicas participantes (Dirección de Gestión de Movilidad de Cuenca y EMOV EP).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Niveles de presión sonora y flujo vehicular

Se obtuvo un promedio del número de vehículos que circulan por hora (vehículos/h) alrededor de cada institución educativa. En la primera etapa para el sitio P el resultado fue de 6 856 vehículos por hora, seguido del sitio LC con 4 575 vehículos/h, el sitio NS registró un total de 2 312 vehículos/h y el sitio AT con una ocurrencia de 4 293 vehículos/hora. En la etapa 2, se registró una reducción del 3 % en el tráfico para el sitio NS y P, mientras que en LC se llegó a un 20 % y en AT una reducción de 6 % de vehículos por hora.

La Tabla 2 presenta los resultados de los niveles de presión sonora en las cuatro instituciones educativas. Los niveles de presión sonora son superiores a la normativa nacional de 55 dB(A) y el límite local 50 dB(A).

Tabla 2. Resultados de los niveles de presión sonora dB(A)

Código del sitio	Leq Etapa 1	Leq Etapa 2
NS	80.65	77.88
LC	82.72	81.22
P	82.73	82.45
AT	77.87	75.73

La medición de los niveles de presión está relacionada con el tráfico de vehículos en las calles, y es importante tener en cuenta que las intervenciones realizadas no lograron reducir de manera significativa estos niveles. A razón de que se encontraron obstáculos para llevar a cabo el proyecto conforme a lo previsto. Y de acuerdo con los estudios de Yassin (2019) y Bertolini (2020), se sostiene que la limitación del tráfico de vehículos debido a estas medidas varía según la

duración y el alcance del proyecto, además que siempre enfrenta oposición.

Los valores observados de ruido exceden los estándares nacionales y locales, lo cual coincide con otros estudios de análisis de ruido realizados en centros educativos (Barahona et al., 2023; Matus et al., 2020; Olarte, 2019; Veliz, 2022). Este caso ocurre porque los padres estacionan sus vehículos en los accesos a las escuelas al recoger o dejar a los niños, y provocan el tráfico vehicular que deriva en la generación de ruido. De ahí la importancia de llevar a cabo proyectos similares que se enfoquen en mejorar el espacio para los peatones. Nello-Deakin (2022) menciona que, en un proyecto similar en Barcelona - España, se consiguió disminuir el flujo de tráfico en un 23 % y solo hubo un leve incremento del 2 % en las vías cercanas, lo que evidencia un desplazamiento de tráfico no importante.

3.2 Partículas sedimentables

De acuerdo con la Tabla 3, las concentraciones de partículas sedimentables muestran valores cercanos en los puntos de monitoreo NS, P y LC durante las dos etapas de monitoreo, mientras que el punto de monitoreo AT presenta valores superiores a los demás puntos de muestreo.

Tabla 3. Concentración promedio de partículas sedimentables determinado en cada punto de monitoreo

Concentración promedio (mg/cm ² * 30 días)		
Sitios de muestreo	Etapas 1	Etapas 2
NS	0.42	0.21
LC	0.61*	0.42
P	0.48	0.37
AT	1.46**	1.23**

(*) Concentraciones superiores a la normativa dada por la OMS (0.50 mg/cm² * 30 días). (**) Concentraciones superiores a la normativa dada por el TULSMA (1 mg/cm² * 30 días)

Las concentraciones de partículas sedimentables están condicionadas por el tipo de pavimentación, presencia de barreras vivas, uso de suelo e intervenciones de urbanismo táctico. Se registraron las mayores concentraciones en el punto de monitoreo AT debido a la presencia de una flota de buses cuya área de estacionamiento está cubierto de arena, provocando una constante abrasión de los vehículos, que resulta en la generación de partículas mayores al PM 2.5 (Zechmeister et al., 2005). Al mismo tiempo, la pavimentación de vías circundantes al punto en mención se encuentra en mal estado y podría desencadenar una mayor concentración de partículas (Montoya et al., 2012; Rangel et al., 2022). Para el punto de monitoreo LC, la concentración de partículas sedimentables también se vio afectado por el tipo de pavimentación que, a diferencia de los otros sitios de muestreo, se trata de un pavimento del tipo adoquín. El cual según Prada (2020) presenta una concentración inferior de partículas sedimentables (0.009539 mg/cm²/mes) en comparación de las vías pavimentadas con asfalto (0.016901 mg/cm²/mes).

Uno de los hallazgos que llamó la atención fue el punto de monitoreo P, que a pesar de tener la mayor afluencia vehicular (6 856 vehículos/h), no presentó valores superiores a la normativa nacional, como el caso del punto AT

(4 293 vehículos/h). Esto se podría atribuir a la presencia de jardineras en la entrada principal de la institución educativa, debido a que disminuyen la dispersión o deposición de las partículas contaminantes, según Janhäll (2015). Una situación similar se observó en el punto de monitoreo NS, que de igual manera tiene cercos vivos en la entrada principal, donde la concentración de partículas resultó mínima. Esto está relacionado a los autores que sugieren que las áreas verdes dentro de las ciudades ayudan a mejorar la calidad del aire ambiente (Chen et al., 2022; O'Regan et al., 2022; Selmi et al., 2016).

Los cuatro puntos de monitoreo se encuentran en vías de alta actividad comercial y tráfico vehicular por la constante entrada y salida de estudiantes, siendo de esta manera que la mayor parte de las emisiones de material particulado provienen de los polvos suspendidos por efecto del impacto vehicular y del viento, lo que llega a incrementar los niveles de contaminación del aire (EPA, 2015; O'Ryan et al., 2000).

En la etapa 2, las intervenciones de urbanismo táctico redujeron el espacio para los vehículos, evitando que arriben en la puerta principal y en esta misma etapa se evidenció una disminución de la concentración de partículas sedimentables del 30 % aproximadamente. Así otros estudios indican que intervenciones rápidas y sencillas pueden generar cambios del 6 al 9 % en la movilidad de las ciudades, lo cual da como resultado beneficios en la salud pública (Chevalier y Charlemagne, 2020; Hoffmann et al., 2021; Yang et al., 2022).

3.3 Determinación de metales por biomonitoreo

La Tabla 4 muestra el promedio de las concentraciones de elementos en los musgos y el coeficiente de correlación (CV) con el flujo vehicular en las cuatro instituciones educativas y las muestras blanco. Cabe recalcar que no existen diferencias significativas ($p > 0.05$) entre los resultados obtenidos en las escuelas y la muestra blanco, según los resultados del estadígrafo de Kruskal-Wallis.

Sobre la base de los resultados del coeficiente de variación se puede establecer que, la variación en unos puntos es significativamente elevada, en referencia al Zn en el punto P. Respecto a esto, Mao et al. (2022) obtienen un CV alto de 75 %, y Slonina et al. (2021) presentan valores de 189 % para el biomonitoreo pasivo y de 39.8 % para el biomonitoreo activo, concluyendo que este último presentaría resultados más confiables por mayor control en las variables. Sin embargo, los autores Świsłowski et al. (2021) obtienen un coeficiente de hasta 54.6 % en su trabajo y establece que, comparando con otras metodologías, la seguida en este estudio es la más implementada en la literatura por ser una de las primeras descritas, no obstante, es la que presenta mayor variación en los resultados. Investigaciones relacionadas señalan que el biomonitoreo no ofrece resultados consistentes y comparables como los métodos convencionales, a razón de que está condicionado por una serie de variables que influyen en los resultados y su calidad. Algunos de estos factores incluyen la especie, morfología y estado del musgo, las condiciones del entorno, condiciones meteorológicas, el lugar, posición, dirección y soporte donde se ubicarán los musgos y la

metodología de preparación de los mismos (Ares et al., 2012; Mahapatra et al., 2019; Morales et al., 2019; Świsłowski et al., 2022).

En referencia al coeficiente de correlación (r), los resultados del estudio muestran que no todos los elementos analizados están relacionados con el tráfico vehicular ($r < 0.5$). En particular, se encontró una fuerte correlación positiva entre el tráfico vehicular y el Zinc (Zn), mientras que la correlación con el Manganeseo (Mn) fue negativa. Esta última conclusión es consistente con investigaciones anteriores realizadas por Boquete et al. (2011) y Čeburnis y Valiulis (1999), quienes sugieren que no hay fuentes emisoras de Mn y que su disminución en la concentración se debe a la lixiviación y la falta de afinidad del musgo por ese elemento. Además, se plantea la influencia de las condiciones del microclima en esta relación. Sin embargo, un estudio más reciente realizado por

Benítez et al. (2021) encontraron una correlación positiva entre el tráfico vehicular y el Mn ($r < 0.8$).

El Zn presentó un coeficiente de correlación de 0.93 indicando que si guarda relación en el tráfico vehicular (Napier et al., 2008; Mao et al., 2022), específicamente con las emisiones de los vehículos a motor, pero también con el desgaste de neumáticos y lubricantes (Zannoni et al., 2016). Lo que puede explicar además porque el Zn fue el que registró un coeficiente de variación alto en el punto P. A razón de la elevada afluencia vehicular en una vía específica del establecimiento, con aproximadamente 2 000 vehículos por hora, mientras que en el resto de las vías circulan alrededor de 200 vehículos. Como el Zn guarda estrecha relación con el tráfico vehicular explica a su vez la variación de los resultados debido a la diferencia significativa de vehículos en las vías del punto P.

Tabla 4. Resultados estadísticos de la detección de metales por briofitas

	Blanco		NS		P		LC		AT		
Metal	$\bar{x}$	CV	$\bar{x}$	CV	$\bar{x}$	CV	$\bar{x}$	CV	$\bar{x}$	CV	r
Cr	1.34	4.24	1.44	18.86	1.45	11.48	1.67	7.15	1.49	19.66	0.05
Al	800.62	24.23	723.69	0.97	1 031.72	35.96	1 026.76	6.76	1 274.32	22.33	0.46
Fe	169.99	17.10	188.58	9.79	226.66	25.53	237.65	3.35	280.32	29.11	0.31
Zn	17.04	47.02	15.53	30.52	62.74	101.40	33.77	27.39	19.173	23.49	0.93
Mn	97.31	1.76	102.73	1.08	69.18	21.18	71.773	17.50	79.64	19.16	-0.89
Co	0.171	1.77	0.196	19.40	0.216	38.36	0.237	4.53	0.23	24.41	0.41

$\bar{x}$ = concentración media en ppm, coeficiente de variación (CV) en porcentaje, r = coeficiente de correlación entre tráfico vehicular y metales

La literatura explica que el Co se genera por las señales de la pintura, mientras que el desgaste de los frenos y neumáticos se vincula al Mn y Fe (Zannoni et al., 2016). No obstante, Mao et al. (2022) establecen que el Al, Fe y Mn se generan por el desgaste del asfalto. Además, se ha observado que el Al puede surgir debido a partículas de suelo transportadas por el viento y no por fuentes antropogénicas (Adamo et al., 2011; Fergusson y Ryan, 1987). Esta información puede ayudar a explicar la mayor presencia de Al en la escuela AT, porque también tenía la mayor concentración de partículas sedimentables debido al precario estado de las vías.

Estudios previos que han analizado el coeficiente de correlación arrojan resultados contrastantes. A pesar de que exista un elevado flujo vehicular, inciden otros factores como: parámetros meteorológicos, el elemento a estudiar, la distancia hacia las vías (Zechmeister., 2005), las temporadas climáticas (Hu et al., 2018) y la especie de musgo a utilizar (Benítez et al., 2021). A pesar de que los resultados están sujetos a muchas variables, el biomonitorio de metales permite tener una idea de las condiciones de calidad del aire en lugares específicos. Es así que los autores Vuković et al. (2016) demostraron que se presenta mayor concentración de metales en las intersecciones de las calles, y explican que se genera por la acción de parar y acelerar el vehículo. Y es el mismo ejercicio de conducción que se evidencia en las inmediaciones de los establecimientos educativos, lo cual implica un riesgo en los infantes.

3.4 Socializaciones

En los talleres informativos se logró la presencia de grupos representativos de cada una de las partes interesadas del

proyecto. Aquello con la finalidad de que cada parte de la investigación sea conocida por los actores principales, tanto del estudio de movilidad de los niños, como de la calidad del aire ambiente de los entornos escolares. Esta convivencia entre investigadores, autoridades y comunidad escolar, conformó un importante respaldo al momento de recibir sugerencias en los diseños finales de urbanismo táctico de cada una de las escuelas. Además, se generó un ambiente de diálogo abierto donde se dio a conocer de una manera más cercana la situación real de inseguridad y contaminación a la que se exponen niños y docentes diariamente. En cierto modo, se presentaron oposiciones al proyecto, que indicaban que no se reduzca el espacio de estacionamiento al vehículo privado. Ante esta situación, fue necesario alcanzar un acuerdo en el diseño de reconfiguración urbana para lograr un consenso. Aquí se destaca la importancia de involucrar a la comunidad mediante socializaciones para abarcar todas las opiniones y lograr acuerdos entre todos los grupos sociales involucrados.

4. CONCLUSIONES

Durante el período de estudio, las intervenciones de urbanismo táctico no fueron implementadas de acuerdo con lo planificado, hecho que condicionó los resultados. Aunque pueda llegar a considerarse como limitaciones, el estudio de variables de calidad de aire en proyectos de urbanismo táctico no ha sido considerado anteriormente. De ahí que la investigación emerja como relevante y referente para futuras investigaciones.

La concentración de partículas sedimentables presentó valores superiores a las normativas nacional e internacional, en varios puntos de monitoreo en el periodo de clases de los estudiantes.

En cambio, con las intervenciones se observó una reducción aproximada del 30 % de la concentración.

Los registros de los niveles de presión sonora en las instituciones educativas exceden las normativas nacional y local. Con los resultados de las intervenciones no se logró una reducción estadísticamente significativa del ruido. De acuerdo con los resultados obtenidos del biomonitoreo, se observó que el Zn está más relacionado con el tráfico rodado, mientras que las mayores concentraciones se registraron para el Al y las menores concentraciones para el Co.

Se recomienda considerar en los diseños de entornos escolares, la aplicación de cercas vivas que permitan reducir la incidencia de contaminantes atmosféricos. Y así trabajar con estudiantes, docentes y padres de familia en talleres de educación ambiental sobre la importancia y los cuidados de las áreas verdes. Además, de que al trabajar con este tipo de infraestructuras verdes se podría llegar a consolidar lugares de esparcimiento más sanos y seguros para los estudiantes.

Otra de las sugerencias que nace de la experiencia propia de esta investigación, es el hecho de que los proyectos mantengan una comunicación constante y recíproca con los usuarios. Con el fin de que la población mejore su calidad de vida mediante el constante aprendizaje de conceptos nuevos y vanguardistas, para que la comunidad se adueñe y utilice correctamente estos espacios de reconfiguración urbana. Es así como se podría llegar a fomentar una movilidad sostenible y segura, además, de promover el cuidado del medio ambiente y la presencia de infraestructura vial amigable con la infancia.

REFERENCIAS

- Adamo, P., Giordano, S., Sforza, A. y Bargagli, R. (2011). Implementation of airborne trace element monitoring with devitalised transplants of *Hypnum cupressiforme* Hedw.: assessment of temporal trends and element contribution by vehicular traffic in Naples city. *Environmental Pollution*, 159(6), 1620-1628. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.047>
- Alarcón Franco, B., C. (2012). *Prevalencia de asma y su relación con la contaminación del medio externo en niños de 2 a 5 años en los centros de desarrollo infantil municipales, Cuenca – 2012* [Tesis de maestría, Universidad de Cuenca]. Repositorio Institucional de la Universidad de Cuenca. <http://dspace.ucuenca.edu.ec/bitstream/123456789/3987/1/Tesis.pdf>
- Ares, A., Aboal, J. R., Carballeira, A., Giordano, S., Adamo, P. y Fernández J. A. (2012). Moss bag biomonitoring: A methodological review. *Science of the Total Environment*, 432, 143-158. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.05.087>
- Barahona, W. E. C., Costales, J. H. N., Vargas, V. M. T., Brito, N. A. E. y Chacón, P. M. C. (2023). Control y evaluación estadística de los niveles de ruido de la contaminación sonora en las unidades educativas Don Bosco y María Auxiliadora Macas-Ecuador. *Polo del Conocimiento*, 8(1), 1429-1453. <http://dx.doi.org/10.23857/pc.v8i1.5145>
- Benítez, Á., Armijos, L. y Calva, J. (2021). Monitoring Air Quality with Transplanted Bryophytes in a Neotropical Andean City. *Life*, 11(8), 821. <https://doi.org/10.3390/life11080821>
- Bertolini, L. (2020). From “streets for traffic” to “streets for people”: can street experiments transform urban mobility?. *Transport reviews*, 40(6), 734-753. <https://doi.org/10.1080/01441647.2020.1761907>
- BID. (2016). *Guía Metodológica Programa de Ciudades Emergentes y Sostenibles: Tercera Edición*. Washington D.C., EEUU: BID. <https://publications.iadb.org/es/publicacion/16383/sostenibilidad-urbana-en-america-latina-y-el-caribe>
- Boquete, M. T., Fernández, J. A., Aboal, J. R. y Carballeira, A. (2011). Are terrestrial mosses good biomonitors of atmospheric deposition of Mn?. *Atmospheric environment*, 45(16), 2704-2710. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.02.057>
- Brumberg, H. L., Karr, C. J., Bole, A., Ahdoot, S., Balk, S. J., Bernstein, A. S., ... y Trasande, L. (2021). Ambient air pollution: health hazards to children. *Pediatrics*, 147(6). <https://doi.org/10.1542/peds.2021-051484>
- Čeburnis, D. y Valiulis, D. (1999). Investigation of absolute metal uptake efficiency from precipitation in moss. *Science of the Total Environment*, 226(2-3), 247-253. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00399-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00399-4)
- Chen, H.-S., Lin, Y.-C. y Chiueh, P.-T. (2022). High-resolution spatial analysis for the air quality regulation service from urban vegetation: A case study of Taipei City. *Sustainable Cities and Society*, 83, 103976. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2022.103976>
- Chevalier, A. y Charlemagne, M. (2020). When connectivity makes safer routes to school: Conclusions from aggregate data on child transportation in Shanghai. *Transportation research interdisciplinary perspectives*, 8, 100267, 2590-1982. <https://doi.org/10.1016/j.trip.2020.100267>
- EPA. (2015). *Las mejores prácticas para reducir la exposición a la contaminación cerca de las carreteras en las escuelas*. Agencia de Protección Ambiental. Manual, California, EEUU, 2 pp. <https://19january2021snapshot.epa.gov/sites/es-static/files/2016-04/documents/contaminacion-cerca-de-las-carreteras-en-las-escuelas.pdf>
- Fergusson, J. E. y Ryan, D. E. (1984). The elemental composition of street dust from large and small urban areas related to city type, source and particle size. *Science of The Total Environment*, 34(1-2), 101-116. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(84\)90044-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(84)90044-5)
- Frontasyeva, M., Harmens, H., Uzhinskiy, A. y Chaligava, O. (2020). Mosses as biomonitors of air pollution: 2015/2016 survey on heavy metals, nitrogen and POPs in Europe and beyond (Doctoral dissertation, PatriNat (OFB-CNRS-MNHN)). <https://mnhn.hal.science/mnhn-04251751>
- Fuertes, E., Standl, M., Forns, J., Berdel, D., Garcia-Aymerich, J., Markevych, I., ... y Heinrich, J. (2016). Traffic-related air pollution and hyperactivity/inattention, dyslexia and dyscalculia in adolescents of the German GINIplus and LISAplus birth

- cohorts. *Environment international*, 97, 85-92. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.10.017>
- GAD Municipal De Cuenca (2017). *Art 316 Ordenanza de Control de la Contaminación Ambiental Originada Por la Emisión de Ruido proveniente de Fuentes Fijas y Móviles*. Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal de Cuenca. GAD Municipal Cuenca, Ecuador. 16 de enero del 2017. https://www.cuenca.gob.ec/system/files/Ordenanza%20de%20Ruido%20Fuentes%20Fijas%20y%20M%C3%B3viles_0.pdf
- García Chávez, M. A., Gómez Hinojos, A. M., Avonce Vergara, N., Zarazúa Ortega, G. y Barrera Díaz, C. E. (2016). Musgos cultivados, indicadores ambientales de contaminación atmosférica. *Revista Mexicana de Agrosistemas*, 3(3), 15-17. Recuperado de <http://hdl.handle.net/20.500.11799/68675>
- González Sánchez, Y. y Fernández Díaz, Y. (2014). Efectos de la contaminación sónica sobre la salud de estudiantes y docentes, en centros escolares. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*, 52(3), 402-410. <https://www.medigraphic.com/pdfs/revcubhigepi/chi-2014/chi1431.pdf>
- Guzmán Piñero, R. y Barceló Pérez, C. (2008). Estimación de la contaminación sonora del tránsito en Ciudad de La Habana. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*, 46(2), 1-13. <https://www.redalyc.org/comocitar.oa?id=223217509004>
- Han, Q., Wang, M., Cao, J., Gui, C., Liu, Y., He, X., ... y Liu, Y. (2020). Health risk assessment and bioaccessibilities of heavy metals for children in soil and dust from urban parks and schools of Jiaozuo, China. *Ecotoxicology and environmental safety*, 191, 110157. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110157>
- Hoffmann, B., Boogaard, H. de Nazelle, A., Andersen, Z. J., Abramson, M., Braue, M., ... y Thurston, G. (2021). WHO air quality guidelines 2021—aiming for healthier air for all: a joint statement by medical, public health, scientific societies and patient representative organisations. *International journal of public health*, 88. <https://doi.org/10.3389/ijph.2021.1604465>
- Hu, R., Yan, Y., Zhou, X., Wang, Y. y Fang, Y. (2018). Monitoring heavy metal contents with Sphagnum junghuhnianum moss bags in relation to traffic volume in Wuxi, China. *International journal of environmental research and public health*, 15(2), 374. <https://doi.org/10.3390/ijerph15020374>
- Hunashal, R. H. y Patil, Y. P. (2012). Assessment of noise pollution indices in the city of Kolha-pur, India. *Procedia Social and Behavior Sciences*, 37, 448-457. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2012.03.310>
- Janhäll, S. (2015). Review on urban vegetation and particle air pollution - Deposition and dispersion. *Atmospheric Environment*, 105, 130-137. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.052>
- Lazo, P., Kika, A., Qarri, F., Bekteshi, L., Allajbeu, S. y Stafilov, T. (2022). Air quality assessment by moss biomonitoring and trace metals atmospheric deposition. *Aerosol and Air Quality Research*, 22(5), 220008. <https://doi.org/10.4209/aaqr.220008>
- Limo, J., Paturi, P. y Mäkinen, J. (2018). Magnetic biomonitoring with moss bags to assess stop-and-go traffic induced particulate matter and heavy metal concentrations. *Atmospheric Environment*, 195, 187-195. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.09.062>
- Luna-Palencia, E. M. y Ocampo-Zapata, A. F. (2020). *El urbanismo táctico como instrumento para la manifestación social y urbana de la sociedad* [Tesis de Maestría, Universidad EAFIT]. Repositorio de la Universidad EAFIT. <http://hdl.handle.net/10784/24361>
- Mahapatra, B., Dhal, N. K., Dash, A. K., Panda, B. P., Panigrahi, K. C. S. y Pradhan, A. (2019). Perspective of mitigating atmospheric heavy metal pollution: using mosses as biomonitoring and indicator organism. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 29620-29638. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06270-z>
- Mao, H. T., Wang, X. M., Wu, N., Chen, L. X., Yuan, M., Hu, J. C. y Chen, Y. E. (2022). Temporal and spatial biomonitoring of atmospheric heavy metal pollution using moss bags in Xichang. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 239, 113688. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113688>
- Martínez-Compeán, A. L. (2018). *La movilidad activa. Un derecho fundamental en la ciudad para las personas* [Tesis de posgrado, Universidad Autónoma de San Luis de Potosí]. Repositorio Universitario San Luis de Potosí. <http://evirtual.uaslp.mx/Habitat/innobitat01/BAF/15125/La%20Movilidad%20Activa.pdf>
- Maturana, F., Morales, M., Sepúlveda, U. y Maldonado, J. (2022). Ciudades intermedias y parque automotriz en Chile. ¿En jaque la sustentabilidad territorial?. *Íconos. Revista de Ciencias Sociales*, (72), 139-159. <https://doi.org/10.17141/iconos.72.2022.4866>
- Matus, W. G., Hernández, D. M. D., Acevedo, T. V. R. y Flores-Pacheco, J. A. (2020). Evaluación de la contaminación acústica en dos centros de educación inicial en la ciudad de Bluefields. *Nexo Revista Científica*, 33(02), 795-807. <https://doi.org/10.5377/nexo.v33i02.10810>
- Mejía-Garcés, J. A. (2016). *Evaluación de la contaminación del aire mediante la caracterización de metales pesados en sólidos sedimentables en la ciudad de Riobamba* [Tesis de grado, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo Riobamba]. Repositorio Institucional Escuela Superior Politécnica de Chimborazo Riobamba. <http://dspace.espace.edu.ec/handle/123456789/6226>
- Mealings, K. (2022). The effect of classroom acoustic conditions on literacy outcomes for children in primary school: A review. *Building Acoustics*, 29(1), 135-156. <https://doi.org/10.1177/1351010X211057331>
- Montoya, M., Zapata, P. y Corre, M. (2012). Contaminación ambiental por PM10 dentro y fuera del domicilio y capacidad respiratoria en Puerto Nare, Colombia. *Revista de Salud Pública*, 15(1), 103-115. <https://www.scielo.org/article/rsap/2013.v15n1/103-115/es/>
- Morales-Casa V., Rebolledo J., Ginocchio R. y Saéz-Navarrete, C. (2019). The effect of “moss bag” shape in the air monitoring of metal (oid) s in semi-arid sites: Influence of wind speed and moss porosity. *Atmospheric*

- Pollution Research*, 10(6), 1921-1930. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2019.08.005>
- Muñoz, S., Salcedo, J. y SotoMayor, S. (2021). Contaminación ambiental producida por el tránsito vehicular y sus efectos en la salud humana: revisión de literatura. *Inventum*, 16(30), 20-30. <https://doi.org/10.26620/uniminuto.inventum.16.30.2021.20-30>
- Napier, F., D'Arcy, B. y Jefferies, C. (2008). A review of vehicle related metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in the UK environment. *Desalination*, 226(1), 143-150. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.02.104>
- Nello-Deakin, S. (2022). Exploring traffic evaporation: Findings from tactical urbanism interventions in Barcelona. *Case Studies on Transport Policy*, 10(4), 2430-2442. <https://doi.org/10.1016/j.cstp.2022.11.003>
- OMS. (2022) *Contaminación del aire ambiente (exterior)*. Obtenido el 11 de febrero de 2023 de [https://www.who.int/es/newsroom/factsheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/es/newsroom/factsheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
- Olarte-Llave, D. R. (2019). *Evaluación de la contaminación acústica mediante la elaboración de mapas de ruido en el Colegio Adventista Tupac Amaru, Provincia de San Román – Puno* [Tesis de grado, Universidad Peruana Unión]. Repositorio Universitario <http://hdl.handle.net/20.500.12840/2660>
- O'Regan, A. C., Byrne, R., Hellebust, S. y Nyhan, M. N. (2022). Associations between Google Street View-derived urban greenspace metrics and air pollution measured using a distributed sensor network. *Sustainable Cities and Society*, 87, 104221. 2210-6707. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2022.104221>
- O'Ryan, R. y Larraguibel, L. (2000). Contaminación del aire en Santiago: ¿qué es, qué se ha hecho, qué falta? Departamento de Ingeniería Industrial. Universidad de Chile. Chile. *Perspectivas*, 4(1), 153-191. <https://www.dii.uchile.cl/~Revista/ArticulosVol4-N1/ORyan-R%20y%20Larraguibel-L.pdf>
- Osborne, S., Uche, O., Mitsakou, C., Exley, K. y Dimitroulopoulou, S. (2021). Air quality around schools: Part I-A comprehensive literature review across high-income countries. *Environmental research*, 196, 110817. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110817>
- Pérez-Hernández, V. A. (2018). *Musgos y líquenes como bioindicadores de contaminación atmosférica* [Tesis de grado, Universidad Complutense]. Repositorio Universitario Universidad Complutense. <http://147.96.70.122/Web/TFG/TFG/Memoria/VICTOR%20ALEJANDRO%20PEREZ%20HERNANDEZ.pdf>
- Pineda Fernández de Córdova, M. C. y Cardoso Suter, M. (2020). *Planificación orientada a la acción aplicada al espacio público en una intersección de Cuenca* [Tesis de grado, Universidad de Cuenca]. Repositorio universitario Universidad de Cuenca. <http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/34736>
- Ponce de León, M. y Koinange, C. (2019). *Toolkit: Herramienta para la implementación de Caminos Seguros a la Escuela en la región de América Latina y el Caribe*. Banco Interamericano de Desarrollo. <http://dx.doi.org/10.18235/0001582>
- Prada, S. (2020). *Polvo Atmosférico Sedimentable producidas en Vías Pavimentadas con Asfalto y piedra Laja mediante Placas Receptoras en Época Seca y Pandemia Cusco 2020* [Tesis de grado, Universidad César Vallejo]. Repositorio Universitario César Vallejo. <https://repositorio.ucv.edu.pe/handle/20.500.12692/63873>
- Rangel, A., Raysoni, A. U., Chavez, M. C., Jeon, S., Aguilera, J., Whigham, L. D. y Li, W. W. (2022). Assessment of traffic-related air pollution (TRAP) at two near-road schools and residence in El Paso, Texas, USA. *Atmospheric Pollution Research*, 13(2), 101304. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2021.101304>
- Ruiz-Apilánez, B., editor, y Solís, E., editor. (2021). *A pie o en bici: Perspectivas y experiencias en torno a la movilidad activa*. Ediciones de la Universidad de Castilla-La Mancha. <http://digital.casalini.it/9788490444399>
- Selmi, W., Weber, C., Riviére, E., Blond, N., Mehdi, L. y Nowak, D. (2016). Air pollution removal by trees in public green spaces in Strasbourg city, France. *Urban forestry & urban greening*, 17, 192-201. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.04.010>
- Silva, P. (2016). Urbanismo táctico: ¿hacia un enfoque de ciudades evolutivas?. *Medio Ambiente y Planificación B: Analítica Urbana y Ciencias de la Ciudad*, 43(6), 1050-1051. <https://doi.org/10.1177/0265813516657340>
- Słonina, N., Świsłowski, P., y Rajfur, M. (2021). Passive and active biomonitoring of atmospheric aerosol with the use of mosses. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 28(2), 163-172. <https://doi.org/10.2478/eces-2021-0012>
- Sunyer, J., Esnaola, M., Alvarez Pedrerol, M., Forn, J., Rivas, I., Lopez Vicente, M., Suades-González, E., Foraster, M., Garcia-Esteban, R., Basagaña, X., Viana, M., Cirach, M., Moreno, T., Alastuey, A., Sebastian-Galles, N., Nieuwenhuijsen, N. y Querol, X. (2005). Association between traffic-related air pollution in schools and cognitive development in primary school children: a prospective cohort study. *PLoS Med*, 12(3). <https://journals.plos.org/plosmedicine/article?id=10.1371/journal.pmed.1001792>
- Sunyer, J., Suades-González, E., García-Esteban, R., Rivas, I., Pujol, J., Alvarez-Pedrerol, M., ... y Basagaña, X. (2017). Traffic-related air pollution and attention in primary school children: short-term association. *Epidemiology*, 28(2), 181. <https://doi.org/10.1097/ede.0000000000000603>
- Świsłowski, P., Kosior, G. y Rajfur, M. (2021). The influence of preparation methodology on the concentrations of heavy metals in *Pleurozium schreberi* moss samples prior to use in active biomonitoring studies. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 10068-10076. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11484-7>
- Świsłowski, P., Nowak, A., Waclawek, S., Ziembik, Z. y Rajfur, M. (2022). Is Active Moss Biomonitoring Comparable to Air Filter Standard Sampling?. *International Journal of Environmental research and public health*, 19(8), 4706. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph19084706>

BIOGRAFÍAS

- Torres, J. C., Villermo, J. G. Z., Kairuz, E. P. y Ruiz, C. A. K. (2020). Aplicación de urbanismo táctico en la Universidad de Ibagué (Colombia). *Indagare*, 8, Article 8. <https://doi.org/10.35707/indagare/809>
- TULSMA (2003a). Anexo 5, *Niveles Máximos de Emisión de Ruido y Metodología de Medición para Fuentes Fijas y Fuentes Móviles. Texto Unificado de la Legislación Secundaria de Medio Ambiente*. LexisEcuador, Ecuador. 31 de marzo del 2003. <https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2018/05/TULSMA.pdf>
- TULSMA (2003b). Anexo 4, *Norma de Calidad del Aire Ambiente o Nivel de Inmisión. Texto Unificado de la Legislación Secundaria de Medio Ambiente*. LexisEcuador, Ecuador. 31 de marzo del 2003. <https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2018/05/TULSMA.pdf>
- Ubilla, C. y Yohannessen, K. (2017). Contaminación atmosférica efectos en la salud respiratoria en el niño. *Revista Médica Clínica Las Condes*, 28(1), 11-118. <https://doi.org/10.1016/j.rmcl.2016.12.003>.
- Vásquez, D. H. (2020). Quito ciudad con una clara inequidad hacia peatones y ciclistas. *Sociología Y Política HOY*, (2), 49-61. Recuperado a partir de: <https://revistadigital.uce.edu.ec/index.php/hoy/article/view/2526>
- Veliz-Zambrano, N. A. (2022). *Análisis comparativo de la incidencia del ruido por tráfico vehicular en instituciones educativas de la ciudad de Esmeraldas* [Tesis de maestría, Universidad Técnica de Ambato]. Repositorio Universidad Técnica de Ambato <http://repositorio.uta.edu.ec/bitstream/123456789/35503/1/Veliz%20Narcisa.pdf>
- Vuković, G., Urošević, M. A., Škrivanj, S., Milićević, T., Dimitrijević, D., Tomašević, M. y Popović, A. (2016). Moss bag biomonitoring of airborne toxic element decrease on a small scale: a street study in Belgrade, Serbia. *Science of the Total Environment*, 542, 394-403. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.091>
- Yang, X., McCoy, E., Hough, K. y de Nazelle, A. (2022). Evaluation of low traffic neighbourhood (LTN) impacts on NO2 and traffic. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 113, 103536. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2022.103536>
- Yassin, H. H. (2019). Livable city: An approach to pedestrianization through tactical urbanism. *Alexandria Engineering Journal*, 58(1), 251-259. <https://doi.org/10.1016/j.aej.2019.02.005>
- Zannoni, D., Valotto, G., Visin, F. y Rampazzo, G. (2016). Sources and distribution of tracer elements in road dust: The Venice mainland case of study. *Journal of Geochemical Exploration*, 166, 64-72. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.04.007>
- Zechmeister, H. G., Hohenwallner, D., Riss, A. y Hanus-Illnar, A. (2005). Estimation of element deposition derived from road traffic sources by using mosses. *Environmental Pollution*, 138(2), 238-249. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.005>



Pamela, Abad, Ingeniera Ambiental por la Universidad de Cuenca, participó en el Proyecto de investigación-vinculación “Movilidad segura a la escuela: diseño, implementación y validación de estrategias para la movilidad activa de niños a la escuela” llevado a cabo mediante un convenio de cooperación entre el GAD Municipal de Cuenca y la Universidad de Cuenca por el cual pudo desarrollar su trabajo de titulación.



Darleny, Ramírez, Ingeniera Ambiental por la Universidad de Cuenca, participó en el Proyecto de investigación-vinculación “Movilidad segura a la escuela: diseño, implementación y validación de estrategias para la movilidad activa de niños a la escuela” llevado a cabo mediante un convenio de cooperación entre el GAD Municipal de Cuenca y la Universidad de Cuenca por el cual pudo desarrollar su trabajo de titulación.



Ana Lucía, Astudillo, Ingeniera Química, Magister en Toxicología Industrial y Ambiental. Docente – Investigador Grupo de investigación Calidad del Aire y Toxicología Ambiental (CATOx-CEA) (Centro de Estudios Ambientales), Departamento de Química Aplicada y Sistemas de Producción, Facultad de Ciencias Químicas, Universidad de Cuenca, Cuenca - Ecuador.