INFORME INTEGRAL DE ACTUALIZACIÓN 2020

Contratación
UNA-CVE-813-2017
Contratación de Vinculación Externa entre la Universidad Nacional y la Municipalidad de Belén, para el establecimiento del Programa de Observatorio Ambiental en el cantón de Belén

Elaborado para la Municipalidad de Belén

Elaborado por:

Laboratorio de Análisis Ambiental
Escuela de Ciencias Ambientales
Facultad de Ciencias de la Tierra y el Mar

Agosto, 2021

Heredia, Costa Rica

Grupo Técnico Encargado de la Elaboración del Informe

MS.c Víctor Hugo Beita Guerrero
Laboratorio de Análisis Ambiental
Universidad Nacional

MS.c. José Félix rojas Marín
Laboratorio de Análisis Ambiental
Universidad Nacional

Ing. Minor Vargas Rojas
Laboratorio de Análisis Ambiental
Universidad Nacional

Ing. Tomás Soto Murillo
Laboratorio de Análisis Ambiental
Universidad Nacional

Ing. David Chaves Núñez
Laboratorio de Análisis Ambiental
Universidad Nacional

Bach. Ignacio Sánchez Monge
Laboratorio de Análisis Ambiental
Universidad Nacional

Bach. Donald Valencia Fontana
Laboratorio de Análisis Ambiental
Universidad Nacional

Índice General

1

Índice General 2

Índice de Figuras 3

Índice de Cuadros 5

Presentación 6

1. Introducción 8

2. Marco Teórico 11

2.1. Contaminación atmosférica 12

2.1.1. Dióxido de Nitrógeno 13

2.1.2. Dióxido de Azufre 13

2.1.3. Material Particulado 14

2.2. Calidad del aire 15

2.3. Métodos de Muestreo de Contaminantes Atmosféricos 15

2.3.1 Método Pasivo 16

2.3.2. Método Activo 17

2.3.3. Método Automático 17

3. Metodología 19

3.1. Métodos de Muestreo 22

3.2. Métodos de Análisis 24

4. Resultados 26

4.1. Red de Monitoreo Activa: Contaminante PM_{10} y $PM_{2.5}$ 27

4.1.1. Análisis de PM_{10} en La Ribera de Belén 27

4.1.2. Análisis de $PM_{2.5}$ en el sitio ubicado en EPA de Belén 35

4.2. Red de Monitoreo Pasiva: Contaminante NO_2 41

4.3. Red de Monitoreo Pasiva: Contaminante SO_2 48

5. Conclusiones y recomendaciones 56

5.1. Conclusiones 57

5.2. Recomendaciones 58

6. Bibliografía 59

7. Anexos 59

Índice de Figuras

Figura 1. Distribución espacial de la Red Manual de Monitoreo 20
Figura 2. Distribución Espacial de la Red Pasiva de Monitoreo cantón de Bélen. 22
Figura 3. Esquema de un medidor de alto volumen 23
Figura 4. Muestreadores de alto volumen ubicados en (a) La Ribera y (b) EPA del cantón de Belén 23
Figura 5. Esquema de un portatubo de muestreo pasivo 24
Figura 6. Filtro colector de material particulado (a) antes del muestreo y (b) después de 24 horas. 25
Figura 7. Concentraciones de PM_{10} según fecha de muestreo para el año 2020 en el sitio ubicado en La Ribera, Belén. 27
Figura 8. Resultado gráfico de la prueba de valores atípicos para PM_{10} en el sitio ubicado en La Ribera de Belén durante el año 2020. 29
Figura 9. Concentraciones de PM_{10} acomodadas por fecha para el año 2020 en el sitio ubicado en La Ribera de Belén sin el valor atípico. 30
Figura . Concentraciones promedio mensuales de PM_{10} para el año 2020 en el sitio ubicado en La Ribera de Belén. 33
Figura 11. Comparación de las concentraciones promedio mensuales de PM_{10} entre los años 2019 y 2020 en el sitio ubicado en La Ribera de Belén. 34
Figura 12. Concentraciones de $PM_{2.5}$ acomodadas por fecha para el año 2020 en el sitio ubicado en EPA de Belén. 36
Figura 13. Resultado gráfico de la prueba de valores atípicos para los datos de $PM_{2.5}$ en el sitio ubicado en EPA de Belén durante el año 2020. 37
Figura 14. Concentraciones de $PM_{2.5}$ acomodadas por fecha para el año 2020 en el sitio ubicado en EPA de Belén sin el valor atípico. 38
Figura 15. Concentraciones promedio mensuales de $PM_{2.5}$ para el año 2020 en el sitio ubicado en La Ribera de Belén. 41
Figura 16. Comparación de la concentración de NO_2 por sitio de muestreo para las campañas del 2020 en el cantón de Belén. 43
Figura 17. Comparación de la concentración media de dióxido de nitrógeno por campaña según año de monitoreo. 46
Figura 18. Perfil de concentración promedio de dióxido de nitrógeno (en unidades de $\mu g/m^3$) por punto de muestreo según año de monitoreo 47
Figura 19. Comparación de la concentración de SO_2 por sitio de muestreo para las campañas del 2020 en el cantón de Belén. 50
Figura 20. Comparación de la concentración media de dióxido de nitrógeno por campaña según año de monitoreo. 53
Figura 21. Perfil de concentración promedio de dióxido de nitrógeno (en unidades de $\mu g/m^3$) por punto de muestreo según año de monitoreo 54

Índice de Cuadros

Cuadro 1. Sitio de muestreo manual de material particulado PM_{10} y $PM_{2.5}$ en el Cantón de Bélen de Costa Rica. 20
Cuadro 2. Sitios de muestreo de la red pasiva de Belén. 21
Cuadro 3. Frecuencias de muestreo para la red manual y pasiva durante el año 2019. 22
Cuadro 4. Concentración de NO_2 y concentración promedio anual registradas por campaña y sitio de muestreo durante el año 2020. 42
Cuadro 5. Principales resultados del análisis de Tukey al considerar los puntos de muestreo como factor de agrupación para la concentración de NO_2 45
Cuadro 6. Concentración de SO_2 y concentración promedio anual registradas por campaña y sitio de muestreo durante el año 2020. 49
Cuadro 7. Principales resultados del análisis de Tukey al considerar los puntos de muestreo como factor de agrupación para la concentración de SO_2 52

Presentación

Los planes de monitoreo son parte del quehacer de los gobiernos en sus diferentes niveles, los cuales se orienta al diseño e implementación de medidas que busquen la mejora de la calidad ambiental (Lovett et al., 2007). Bajo este contexto, la Municipalidad de Belén desde el 2007 cuenta con un Observatorio Ambiental, que establece una serie de muestreos correspondientes en la matriz aire con el objetivo de caracterizar la línea base de diferentes agentes contaminantes en dicha matriz.

A nivel metodológico, la Municipalidad de Belén mediante la asistencia técnica del Laboratorio de Análisis Ambiental de la Universidad Nacional, gestiona dos tipos de redes de monitoreo manuales: una activa para Material Particulado en sus dos fracciones (PM_{10} y $PM_{2,5}$) y otra pasiva para dióxido de nitrógeno (NO_2) y dióxido de azufre (SO_2) respectivamente. La red manual gravimétrica está integrada por 2 puntos de estudio, en los cuales se instalaron equipos de alto volumen para el desarrollo de un muestreo activo de 24 h. Por su parte la red manual pasiva, incluye tres campañas de muestreo en 11 sitios del cantón, donde en cada punto se dispuso de un sistema de tubos captadores durante un período de 21 días.

A nivel de resultados de calidad de aire la concentración promedio anual, así como las concentraciones diarias de PM_{10}, no sobrepasan los límites reglamentarios establecidos para dicho contaminante. El promedio anual de $PM_{2.5}$ en cambio presenta un valor de 16,49 µg/m^3 que es ligeramente superior al límite anual de 15 µg/m^3 y de igual manera se presentan dos incumplimientos en el límite diario, uno de los cuales se asocia con el fenómeno de polvos del Sahara, mientras que el otro puede responder a causas antropogénicas.

Con relación a las concentraciones promedio de NO_2, los sitios Plaza Belén, Firestone, Palacio Municipal y Plaza La Asunción superaron el límite de 40 µg/m^3 (umbral recomendado por la Organización Mundial de la Salud) comportamiento que se relaciona con el flujo vehicular como principal fuente. Al considerar la clasificación de los sitios de muestreo, se establece por medio del análisis no paramétrico de *Mood* que las medianas de

concentración de dióxido de nitrógeno de los sitios agrupados difieren estadísticamente obteniéndose la siguiente tendencia creciente: residencial < comercial < industrial. En lo referente a las concentraciones promedio de SO_2, se obtuvo que el punto de Firestone presentó un incremento medio de 45% con relación al umbral de comparación y presentó diferencia estadística con respecto a los otros puntos según prueba de Tukey a un 95% de confianza. En este caso, el análisis no paramétrico reveló que no existe diferencia estadística significativa al considerar las medianas de las campañas de muestreo ni la clasificación de los sitios de la red pasiva.

Finalmente, el análisis comparativo 2019-2020 no evidenció diferencia estadística significativa para ambos contaminantes, por lo que la resolución temporal de la red pasiva representó un factor restrictivo en la asociación de las restricciones sanitarias por COVID19 y comportamientos de los contaminantes en la matriz aire. Se recomienda medir a la entrada y salida de los vientos para determinar el movimiento de contaminantes que predominan a nivel local. Así como, aumentar la resolución temporal de la red pasiva con el objetivo de robustecer la recolección de datos, ya que en términos de análisis comparativo permite analizar con mayor precisión los cambios que se puedan presentar de un período a otro.

M.Sc. Victor Hugo Beita Guerrero
Coordinadora del Laboratorio de Análisis Ambiental
Universidad Nacional

1. Introducción

En la actualidad, el planeta se enfrenta a una serie de crisis ambientales que se han generado como resultado de la relación estrecha entre el ambiente y las acciones humanas. El crecimiento exponencial de la población y el crecimiento económico han deteriorado la calidad ambiental a escala mundial. Por tales razones, los ecosistemas no cuentan con la capacidad de regenerarse al ritmo que se extraen sus recursos (Mercado-Maldonado & Ruiz-González, 2006).

El crecimiento económico acelerado y la globalización han sido factores que han generado la aparición de problemáticas a nivel social y ambiental a escala mundial, regional y local (Vargas-Marcos, 2005). Por lo tanto, entes internacionales como nacionales en diferentes partes del mundo han identificado que la única forma sensata de progreso consiste en el desarrollo sostenible. Lo anterior porque los modelos ejecutados durante décadas han generado grandes consecuencias, conllevando no solo la pérdida de especies, sino un impacto directo sobre la salud de las personas (UNEP, 2017).

La contaminación ambiental continúa siendo una gran problemática que tiende a agravarse más como resultado de los cambios en los patrones de consumo de la población. Los contaminantes, especialmente los productos químicos sintéticos, las emisiones antropogénicas y la generación de residuos sólidos, están degradando la calidad del aire, del recurso hídrico y del suelo, y este deterioro va limitando cada día más la disponibilidad de recursos (UNEP, 2017).

Producto del deterioro ambiental que se ha generado en las últimas décadas, científicos propusieron la "Curva Ambiental de Kuznets", la cual es una hipótesis que explora la relación entre el crecimiento económico y la calidad ambiental. Esta intenta demostrar que, al aumentar los ingresos económicos, se produce un incremento en el deterioro ambiental hasta un punto a partir del cual la calidad empieza a crecer nuevamente dado que los países invierten en tecnologías de menor impacto y consideran el factor ambiental como uno de los ejes del desarrollo (CEPAL, 2003).

Según Foladori (2001, citado por Mercado-Maldonado y Ruiz-González, 2006) las principales problemáticas ambientales que han sido enlistadas por los organismos

internacionales son: la deforestación de bosques, la contaminación del recurso hídrico, la contaminación de costas y mares, la sobreexplotación de mantos acuíferos, la erosión de suelos, la destrucción de la capa de ozono y el calentamiento global.

Bajo este panorama, la única manera de saber con certeza si existen cambios en la calidad ambiental de las diferentes matrices, es mediante la medición de los contaminantes a través del monitoreo ambiental (CEPIS, OPS & OMS, 1999). El monitoreo ambiental se define como una serie de mediciones de variables físicas, químicas y biológicas diseñadas para cuantificar a los cambios que han existido en el ambiente (Lovett et al., 2007)

El monitoreo ambiental no solo proporciona la información base para formular políticas ambientales, sino que un monitoreo constante permite evaluar los resultados de la implementación de estas políticas. Por lo tanto, los gobiernos requieren los planes de monitoreo ambiental para el diseño e implementación de medidas que busquen la mejora de la calidad ambiental (Lovett et al, 2007).

La reducción de la contaminación es fundamental para proteger los ecosistemas de los que dependen los seres humanos y toda forma de vida del planeta y la responsabilidad de impulsar el cambio en un frente tan amplio debe repartirse entre todas las naciones, involucrando los diferentes sectores y a la población en general (UNEP, 2017). Para ello se debe de contar con un monitoreo sistemático que contribuya a tomar medidas urgentes para prevenir y proteger la calidad de los recursos naturales (Romeu-Álvarez et al., 2015).

Por lo descrito anteriormente, la Municipalidad de Belén como ente gubernamental del cantón, busca monitorear la calidad del aire a través del Observatorio Ambiental establecido en conjunto con el Laboratorio de Análisis Ambiental (LAA) de la Universidad Nacional (UNA). Tal alianza establece un sistema de monitoreo ambiental que permite cuantificar el grado de contaminación con el fin de obtener insumos para la formulación de estrategias de mitigación y remediación ambiental.

2. Marco Teórico

2.1. Contaminación atmosférica

En el marco legal costarricense, la Ley General de Salud define la contaminación atmosférica como "el deterioro de la pureza de la atmósfera por la presencia de agentes de contaminación, tales como partículas sólidas, polvo, humo, vapor, gases, materias radioactivas y otros que el Ministerio de Salud defina como tales, en concentraciones superiores a las permitidas por las normas de pureza del aire aceptadas internacionalmente y declaradas oficiales por el Ministerio" (Ley N° 5395, 1974).

Los contaminantes atmosféricos, se pueden clasificar según su forma de ser emitidos al ambiente en dos categorías. La primera corresponde a los contaminantes primarios que son los que se emiten directamente a la atmósfera y dentro de los cuales se encuentran el dióxido de carbono (CO_2), monóxido de carbono (CO), dióxido de azufre (SO_2) y material particulado (PM) La segunda categoría corresponde a los contaminantes secundarios los cuales se forman en la atmósfera como resultado de reacciones químicas en las que intervienen los contaminantes primarios. Entre estos se destacan el dióxido de nitrógeno (NO_2) producto de la oxidación del monóxido de nitrógeno (NO) o el ozono (O_3) producto de reacciones fotoquímicas (Instituto de hidrología, meteorología y estudios ambientales, s.f.).

Otra forma de clasificar los contaminantes atmosféricos es desde el punto de vista epidemiológico donde se definen los contaminantes criterio como aquellos normados a los que se les ha establecido un límite máximo permisible de concentración debido a los efectos negativos que estos tienen para la salud humana y dentro de los que se encuentran el ozono (O_3), dióxido de azufre (SO_2), monóxido de carbono (CO), dióxido de nitrógeno (NO_2), material particulado (PM_{10} y $PM_{2.5}$) y plomo (Pb) (Comisión federal para la protección contra riesgos sanitarios, 2017).

Por lo anteriormente expuesto, los contaminantes de mayor interés por sus efectos sobre la salud son los contaminantes criterio, de manera que se procede a explicar las características de los más relevantes.

2.1.1. Dióxido de Nitrógeno

El dióxido de nitrógeno (NO_2) es un gas tóxico e irritante producto principalmente de la quema de combustibles derivado del petróleo y en menor medida de la industria química y agropecuaria (Environmental Protection Agency, 2016). En Costa Rica, la principal contribución del NO_2 proviene de fuentes móviles (Herrera, 2015).

A nivel de salud, en sitios donde se presenta concentraciones mayores a las recomendadas por la OMS, puede causar daños en el sistema respiratorio y ocasionar irritación, asma, tos y dificultad para respirar. Aunque no se conocen del todo los efectos toxicológicos y epidemiológicos del NO_2 en el ser humano, sé conoce que los efectos del dióxido de nitrógeno se producen en los bronquiolos terminales y alvéolos (Environmental Protection Agency, 2016; Wark & Warner, 2017).

En el ecosistema el NO_2 reacciona con el agua presente en la atmósfera formando ácido nítrico y nitroso que genera el fenómeno de lluvia ácida que tiene un efecto negativo sobre los ecosistemas, alterando el pH de cuerpos de agua y nutrientes del suelo. Además, es un precursor para la formación de ozono troposférico y material particulado (Environmental Protection Agency, 2017).

2.1.2. Dióxido de Azufre

El dióxido de azufre (SO_2) es un gas incoloro, no flamable y no explosivo que se emite al ambiente mediante la combustión de cualquier sustancia que contenga azufre (Wark & Warner, 2017). A nivel del suelo proviene principalmente de fuentes antropogénicas como la quema de combustibles en plantas eléctricas e industriales y en menor medida de fuentes naturales como erupciones volcánicas u oxidación de gases sulfurosos, originados por la descomposición de las plantas. Sin embargo; la emisión de esta fuente se da principalmente a gran altura o lejos de centros densamente poblados, por lo que su impacto es bastante bajo (Environmental Protection Agency, 2019; Skiba & Parra-Guevara, 2011).

A nivel de salud, los efectos a la exposición del SO_2 varían según concentración y duración, sin embargo; a elevadas concentraciones durante periodos cortos de tiempo, reduce la capacidad pulmonar, causa irritación del tracto respiratorio, bronquitis y congestión de los

conductos bronquiales, siendo más sensibles las personas asmáticas o con enfermedades pulmonares obstructivas crónicas (EPOC) y también con problemas cardiaco (Sbarato & Sbarato, 2015).

Además, el SO_2 reacciona con el agua de la atmósfera, formando ácido sulfúrico, el cual produce lluvia ácida, con los respectivos impactos que ésta tiene sobre la biodiversidad, los suelos y los ecosistemas acuáticos y forestales. También, al igual que con el dióxido de nitrógeno, el material particulado que se forma producto de las reacciones del SO_2 con agentes atmosféricos produciendo nieblas que obstaculizan la visibilidad (Environmental Protection Agency, 2019).

2.1.3. Material Particulado

El material particulado consiste en una mezcla de entidades sólidas y pequeñas gotas de líquidos que se mantienen suspendidos en el aire. Se puede clasificarse de acuerdo con el diámetro aerodinámico que se considera como límite. De esta manera, se tiene el PM_{10} que representa todas aquellas partículas con diámetro aerodinámico igual o menor que 10 micrómetros (µm), mientras que el $PM_{2.5}$ representa todas aquellas con diámetro aerodinámico igual o menor a 2,5 µm (Environmental Protection Agency, 2018).

El material particulado puede ser de origen tanto natural como antropogénico y puede ser emitido directamente como un contaminante primario o ser secundario, producto de la reacción de estas con los agentes atmosféricos como es el caso de muchos aerosoles. También puede transportarse grandes distancias por el viento y luego depositarse ya sea en el suelo o el agua, y según su composición química, al depositarse puede generar impactos negativos en el ambiente (Arciniégas, 2012 & European Environment Agency, 2017).

Se selecciona estos diámetros, porque a partir de las 10 µm puede penetrar en las vías respiratorias e incluso en el torrente sanguíneo, por lo que se relaciona con gran cantidad de afectaciones a la salud como enfermedades pulmonares y cardiacas, asma, tos entre otros (Environmental Protection Agency, 2018 & Environmental Protection Agency, 2018b).

2.2. Calidad del aire

La concentración de contaminantes en el aire se relaciona con su calidad. Para medir y reportar la calidad del aire, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA por sus siglas en inglés) utiliza el índice de calidad del aire, el cual correlaciona el riesgo que dicho nivel de contaminación representa para la salud (AirNow, 2016).

La calidad del aire puede verse afectada por distintos factores como las emisiones, que corresponden a gases y partículas contaminantes liberadas a la atmósfera y que pueden ser antropogénicas o naturales como las erupciones volcánicas y el polvo arrastrado por el viento. De igual forma, otros factores como las condiciones meteorológicas y la topografía juegan un papel importante en la calidad del aire (Molina, 2016). Así la primera influye en el transporte y concentración de contaminantes en un lugar determinado debido por ejemplo a los patrones atmosféricos de los vientos (García-Reynoso, 2009), mientras que, en el segundo, los accidentes geográficos que constituyen la topografía de un sitio alteran los movimientos atmosféricos, con consecuencias en la distribución de los contaminantes (Centro Europeo de Posgrados, 2018).

La calidad del aire juega un papel importante en diferentes ámbitos. En el económico, una mala calidad del aire afecta la salud de las personas, lo que ocasiona mayores incapacidades y un aumento en el presupuesto destinado a salud (Secretaría del Medio Ambiente, 2017). En el ámbito ambiental, la mala calidad del aire se asocia con mayor contaminación atmosférica que altera la composición de esta con sus respectivas consecuencias tales como lluvias ácidas (Centro Europeo de Posgrados, 2018b). Finalmente, en el ámbito de la salud, la mala calidad del aire es responsable del desarrollo de múltiples enfermedades no transmisibles como cáncer de pulmón, cardiopatías, infecciones de las vías respiratorias y afectaciones crónicas como asma (Organización Panamericana de la Salud, s.f.).

2.3. Métodos de Muestreo de Contaminantes Atmosféricos

Para cuantificar la calidad del aire es necesario realizar mediciones confiables para poder determinar las concentraciones en el ambiente de los diferentes agentes contaminantes.

Para realizar estas mediciones, se utilizan distintos métodos que van desde el monitoreo manual tanto activo como pasivo, donde los filtros o tubos de difusión se colocan por un tiempo determinado de muestreo y luego son retirados manualmente y reemplazados por unos nuevos para la siguiente medición, hasta métodos automáticos que han llegado con el avance tecnológico y que utilizan diversos sensores para medir y almacenar la concentración de los contaminantes en tiempo real (Sbarato & Sbarato, 2015).

A continuación, se describen los tres principales métodos para cuantificar las concentraciones de contaminantes en un sitio.

2.3.1 Método Pasivo

Es un procedimiento que no utiliza ninguna fuente eléctrica y el aire es captado de forma natural. La captación de muestras se basa en la difusión de los contaminantes hacia la superficie del muestreador y tiene su fundamento en los fenómenos de absorción o adsorción en un sustrato químico, usualmente una membrada impregnada con el agende absorbente, la cual se expone por un tiempo definido al aire en el sitio que se desea muestrear y en la cual se captura el contaminante de interés cuya concentración en el aire es proporcional a la difusión de este por la membrana del muestreador. Así, una vez recolectada la muestra, se puede realizar la desorción del contaminante en un laboratorio y estimar su concentración (Carrales & Chairez, 2019).

Las ventajas de este método son la simplicidad operativa del sistema, lo que reduce la probabilidad de comisión de errores personales y no ser necesarias actividades de mantenimiento y calibración de bombas de aire, que a su vez hacen de este un método de bajo costo. También se caracterizan por ser muestreos acumulados que emplean tiempos de muestreo relativamente prolongados que pueden variar de semanas a meses. Por otro lado, entre sus limitaciones, se cuenta que este método no está desarrollado para todos los contaminantes, proporciona promedios con resoluciones temporales altas y no tiene gran exactitud arrojando usualmente valores referenciales (Canciano-Fernández, Reinosa-Valladares, Ordoñez-Sánchez, & Hernández-Garcés, 2017).

2.3.2. Método Activo

El método activo se diferencia del pasivo en que en este se fuerza el aire a pasar a través del medio colector por lo que se requiere de energía eléctrica para bombear el aire a muestrear a través del medio. El volumen adicional de aire muestreado que se obtiene con este método incrementa la sensibilidad, lo que permite obtener mediciones diarias promedio (Carrales & Chairez, 2019).

Existen diferentes tipos de muestreadores activos según el tipo de contaminante que se desea analizar, así por ejemplo se encuentran captadores de gases y partículas que funcionan con volúmenes pequeños y se emplean para la toma de muestras de partículas en suspensión y muestras de gases ya sea de manera separada o simultánea. Los captadores de partículas de alto volumen suelen usarse para la determinación gravimétrica de partículas en suspensión de tamaños superiores a 0,1 micras, donde se contabiliza el tiempo y volumen de muestreo, así como la masa de partículas depositadas en el filtro para poder determinar la concentración de material particulado. Estas partículas también pueden ser sometidas a otros análisis químicos para determinar su composición o la presencia de compuestos químicos específicos como metales o iones. También existe captadores de compuestos orgánicos volátiles, los cuales suelen operarse con flujos pequeños para no saturar el medio adsorbente y los cuales operan de manera similar a los otros muestreadores activos, variando el medio colector que para este caso corresponde a un tubo de carbón activado el cual es capaz de captar varios compuestos orgánicos (Carrales & Chairez, 2019).

Las ventajas de este sistema es que son fáciles de operar, confiables y ampliamente utilizados, sin embargo, entre sus desventajas figura el precio, ya que son más caros y complejos que los muestreadores pasivos tanto en operación como en mantenimiento.

2.3.3. Método Automático

El método automático es el mejor en términos de resolución en sus mediciones ya que las muestras son tomadas y analizadas en tiempo real, permitiendo llevar un monitoreo continuo de concentraciones horarias y menores. Una de las ventajas que presentan estos sistemas

es que pueden medir una gran variedad de contaminantes de manera simultánea. Usualmente utilizan dos sistemas, un analizador automático que determina la concentración de gases contaminantes con base en sus propiedades físicas o químicas y un monitor de partículas que permite determinar la concentración de partículas suspendidas (PM_{10} y $PM_{2.5}$). Otra ventaja que presentan estos sistemas es que, al medir de manera continua, permiten la detección de concentraciones máximas, lo que permite identificar condiciones de alerta con mayor facilidad. Pese a sus múltiples beneficios, estos sistemas suelen tener un costo elevado tanto de adquisición como de mantenimiento y calibración y suelen requerir de personal capacitado para su manejo (Carrales & Chairez, 2019).

3. Metodología

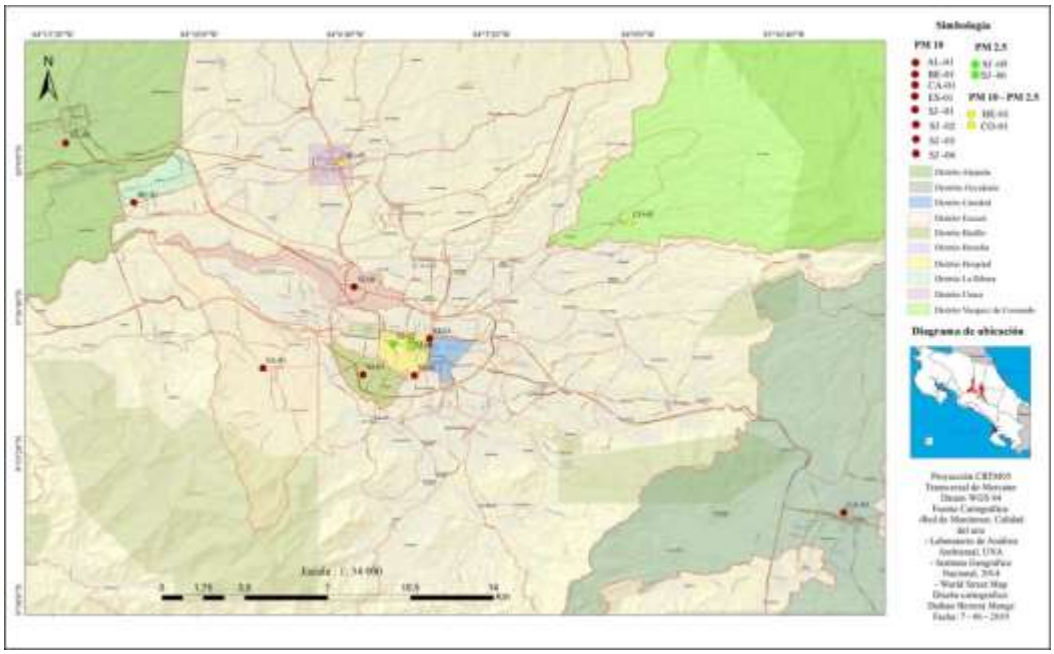
La labor de monitoreo continuo de la calidad de aire se ejecuta mediante distintos métodos, entre los cuales están el muestreo manual de partículas PM_{10} y $PM_{2.5}$ así como el muestreo con tubos captadores mediante difusión pasiva para dióxido de nitrógeno y dióxido de azufre. El Cuadro 1 indica el sitio de la red manual de monitoreo del Cantón de Belén.

Cuadro 1. Sitio de muestreo manual de material particulado PM_{10} y $PM_{2.5}$ en el Cantón de Bélen de Costa Rica.

Localización	Sitio de muestreo
La Ribera, Belén	BE-01
EPA, Belén	BE-02

Fuente: Elaboración propia

Así como las Figura 1 la distribución espacial de los puntos de muestreo de la red manual de monitoreo de la GAM, dentro de la cual se encuentra el cantón de Belén.



Fuente: Elaboración propia

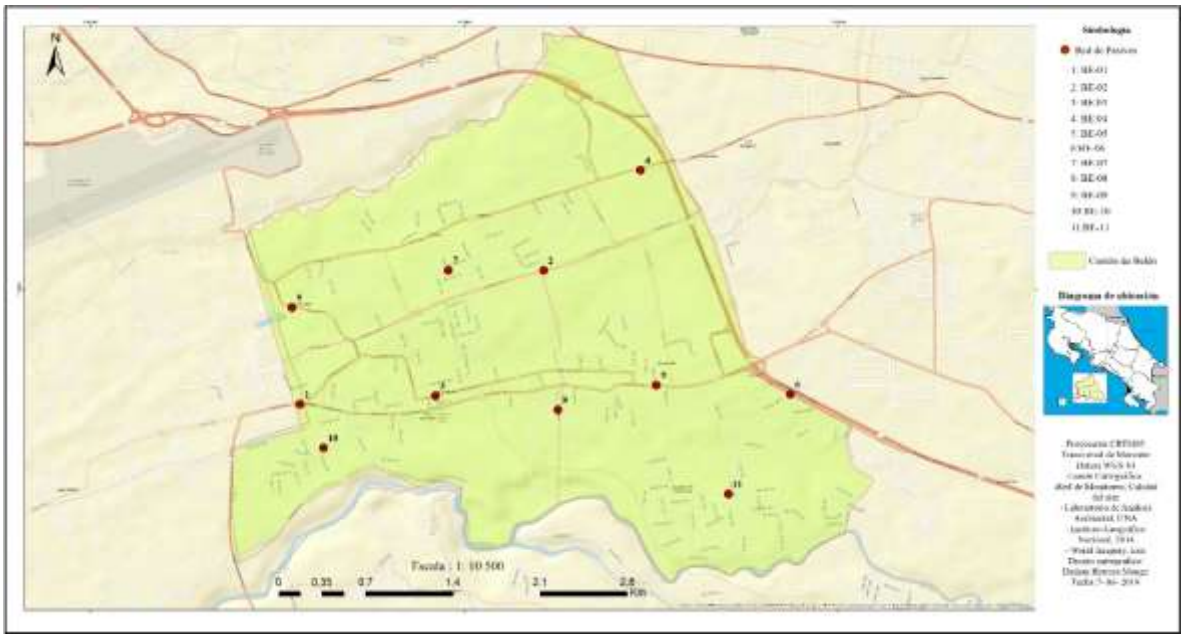
Figura 1. Distribución espacial de la Red Manual de Monitoreo

Por otra parte, el Cuadro 2 muestra los sitios de muestreo de la red pasiva de Belén. Asimismo, la Figura 2 detalla los puntos de muestreo para pasivos dentro del cantón de Belén la cual está compuesta por 11 sitios.

Cuadro 2. Sitios de muestreo de la red pasiva de Belén.

Ubicación del sitio	Código	Tipo de sitio	Ubicación del sitio	Código	Tipo de sitio
Frente a Centro Comercial Plaza Belén	BEN-01	Comercial	Centro Pedagógico Belén, frente al Hotel Marriot	BEN-02	Comercial
Costado norte de la Municipalidad de Belén	BEN-03	Comercial	Costado norte de la Firestone	BEN-04	Industrial
Parque Recreativo Ojo de Agua	BEN-05	Comercial	Antiguo Hotel Herradura	BEN-06	Comercial
Frente a iglesia católida de La Ribera	BEN-07	Residencial	Frente al Colegio Técnico Profesional Privado CIT	BEN-08	Residencial
50 m este de la plaza La Asunción	BEN-09	Comercial	Polideportivo Belén	BEN-10	Residencial
Residencial Cariari Rotonda	BEN-11	Residencia			

Fuente: Elaboración propia



Fuente: Elaboración propia

Figura 2. Distribución Espacial de la Red Pasiva de Monitoreo cantón de Bélen.

En relación con las jornadas de muestreo, en el Cuadro 3 se resume las frecuencias con la que se ejecutan las campañas de muestreos para cada una de las técnicas durante el año 2020.

Cuadro 3. Frecuencias de muestreo para la red manual y pasiva durante el año 2019.

Muestreo	Frecuencia de muestreo
Red Manual de Monitoreo	3 veces a la semana
Red Pasiva	Cada 21 días

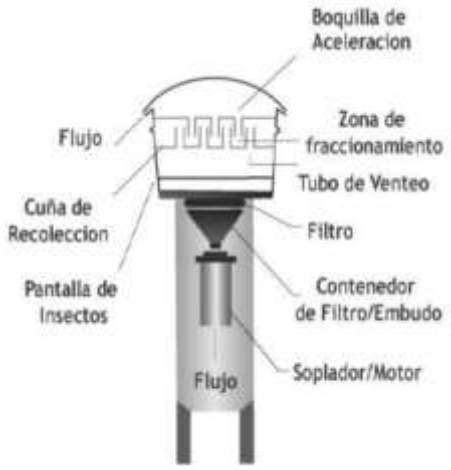
Fuente: Elaboración propia

3.1. Métodos de Muestreo

Para la medición de PM_{10} y $PM_{2.5}$ en la red manual de monitoreo, el equipo utilizado es un muestreador de aire de alto volumen. Este dispositivo cuenta con un motor que ejecuta una succión de aire ambiente a través de la parte superior, el aire atraviesa las boquillas y los tubos de ventilación donde se hace una separación de partículas gruesas. Luego se continúa acarreando a través de la cámara de impactación únicamente las partículas PM_{10} o $PM_{2.5}$ (para este último el cabezal funciona bajo el mismo principio, pero el tamaño de las

boquillas y tubos de ventilación son diferentes para asegurar la separación del material con diámetro mayor a 2,5 µm).

Pasada la cámara de impactación, el aire atraviesa transversalmente el filtro, y todas las partículas que vienen arrastradas por él son retenidas en este medio. Finalmente, el aire sale por la parte inferior del motor, y se mezcla nuevamente con el aire ambiente. La Figura 3 muestra un esquema del muestreador de alto volumen donde se señalan sus partes principales detalladas anteriormente. Además, en la figura 4, se puede observar los equipos de alto volumen ubicados en el cantón de Belén.



Fuente: Elaboración propia

Figura 3. Esquema de un medidor de alto volumen

(a) (b)

Fuente: Elaboración propia

Figura 4. Muestreadores de alto volumen ubicados en (a) La Ribera y (b) EPA del cantón de Belén

Para la medición de NO_2 y SO_2 en la red pasiva, el laboratorio coordina con la Municipalidad de Belén para la defincón de las campañas de muestreo y la colocación de los tubos. En este caso, el procedimiento seguido consiste en que se colocan tubos con mallas tratadas con una mezcla de trietanolamina/acetona para NO_2 y carbonato de sodio para SO_2 que permite la fijación de los contaminantes de interés que entran en el tubo. Los tubos se colocan en campo por 21 días, permitiendo la permeación del NO_2 y SO_2 en las mallas tras lo cual son retirados y transportados al laboratorio para su análisis. La Figura 5 muestra un esquema del sistema de un muestreador pasivo.

Fuente: Elaboración propia

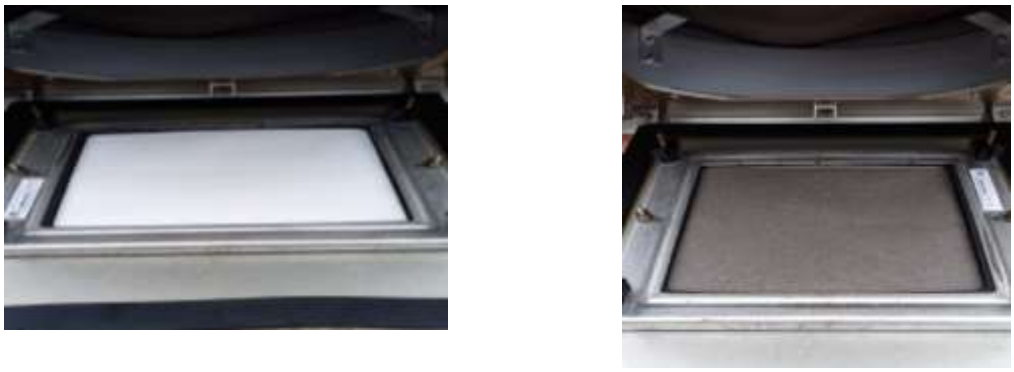
Figura 5. Esquema de un portatubo de muestreo pasivo

3.2. Métodos de Análisis

Para la determinación de la concentración material particulado, primero se preparan los filtros mediante una etapa de acondicionamiento en una desecadora por 24h, para reducir la cantidad de humedad y transcurrido este tiempo se pesan en balanza analítica. Luego los filtros son transportados a campo y colocados en el muestreador de alto volumen operando con un flujo de aire de (1,13 ± 10 %) m^3 min^{-1} durante (24 ± 1) h.

Transcurrido el tiempo de muestreo, se recolectan los filtros los cuales son transportados al laboratorio donde se vuelven a colocar en una desecadora por 24 h y se pesan en balanza analítica, de modo que por diferencia se conozca la masa colectada en cada uno, y con el volumen de muestreo se conozca la concentración de partículas de ese día para cada sitio.

En la figura 6, se puede observar el proceso de instalación y recolección del filtro en el muestreador de alto volumen.



(a) (b)

Fuente: Elaboración propia

Figura 6. Filtro colector de material particulado (a) antes del muestreo y (b) después de 24 horas.

Para el caso de las muestras de NO_2 pasivo, las mallas se procesan con el reactivo de Griess-Saltzman para analizar la concentración de nitritos por la técnica de espectrofotometría ultravioleta-visible utilizando una longitud de onda de 543 nm. Una vez conocidas las concentracines de nitritos en las muestras analizadas se utiliza el volumen de reactivo utilizado, el tiempo de muestreo y el coeficiente de difusión del gas para estimar su concentración en el aire.

Para el caso de SO_2 pasivo, las mallas se procesan con una disolución extractora de H_2O_2 y posteriormente se determina la concentración de sulfato mediante cromatografía de iones. Una vez conocida la concentración de sulfato de las muestras, se utiliza esto junto con el volumen de aforo de la muestra, el factor gravimétrico para SO_2/SO_4^{-2}, el tiempo demuestreo y el coeficiente de difusión del gas para estimar su concentración en el aire.

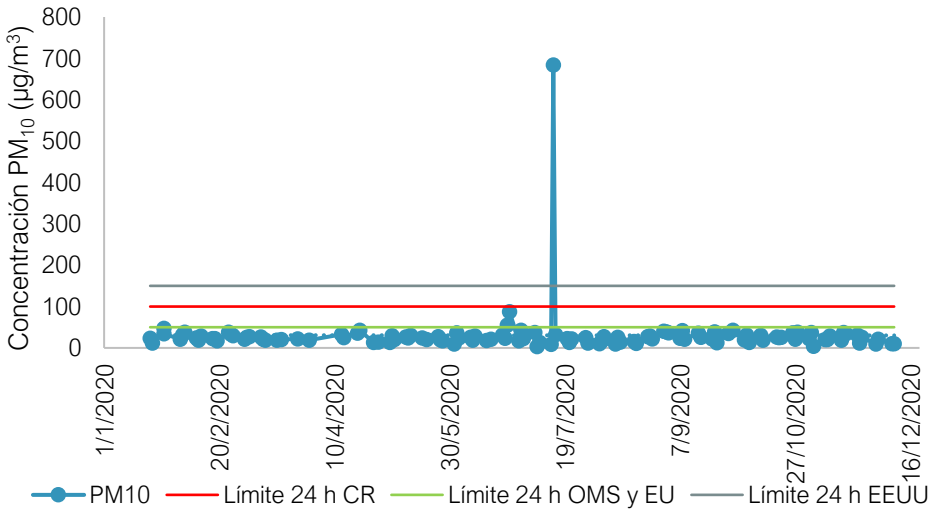
4. Resultados

4.1. Red de Monitoreo Activa: Contaminante PM_{10} y $PM_{2.5}$

4.1.1. Análisis de PM_{10} en La Ribera de Belén

Como parte del control de la calidad del aire, la Municipalidad de Belén cuenta con dos muestreadores de alto volumen, uno ubicado en La Ribera que mide PM_{10} y otro ubicado en EPA que mide $PM_{2.5}$, ambos midiendo de forma continua a lo largo del año. Los Anexos 1 y 2 muestran los resultados y promedio anual para PM_{10} y $PM_{2.5}$ respectivamente durante el año 2020.

Del Anexo 1 y la Figura 7 se observa que para PM_{10} todos los días, con excepción de la muestra del 14 de julio, se encuentran por debajo de los 100 µg/m^3 definidos como límite máximo para concentraciones de PM_{10} en 24 horas según el Decreto No. 39951-S (2016). Para el caso del día 14 de julio, la concentración de PM_{10} observada fue de 684 µg/m^3 excediendo en 7 veces el límite aceptable. Los datos de volumen de aire muestreado, tiempo de muestreo y masa depositada en el filtro fueron verificados y no se encontraron inconsistencias, además la fecha en cuestión no coincide con la ocurrencia de fenómenos naturales que incrementen la concentración de material particulado como erupciones volcánicas o los polvos del Sahara.



Fuente: Elaboración propia

Figura 7. Concentraciones de PM_{10} según fecha de muestreo para el año 2020 en el sitio ubicado en La Ribera, Belén.

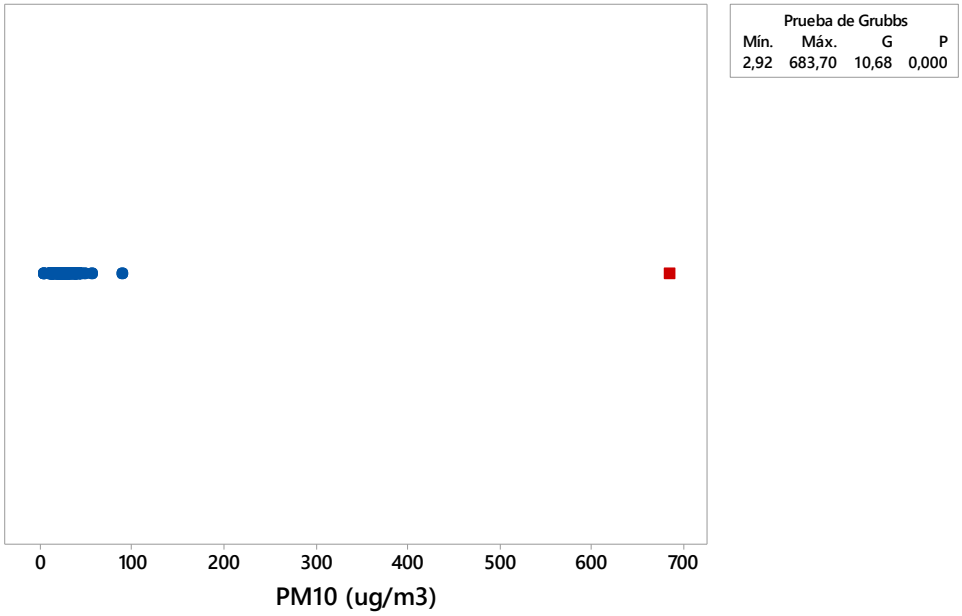
Considerando las condiciones anteriores, se procedió a realizar una prueba de valores atípicos, la cual consiste en una prueba de hipótesis para verificar si el dato en cuestión forma parte de la misma población normalmente distribuida o si por el contrario es un valor atípico desde una perspectiva estadística. De esta manera la hipótesis nula y alternativa son las siguientes:

H_0: Todos los valores de la muestra provienen de la misma población distribuida normalmente

H_1: Uno de los valores de la muestra no proviene de la misma población distribuida normalmente

Tras aplicar la prueba de valores atípicos de Grubbs, se obtiene el estadístico G con un valor de 10,68 que indica que el valor máximo de 684 µg/m^3, es 10,68 desviaciones estándar mayor que la media. Además, considerando el valor-*p* de la prueba con el nivel de significancia (α = 0,05) se logra rechazar H_0, lo que quiere decir que existe suficiente evidencia estadísticamente significativa para afirmar que uno de los valores de la muestra no proviene de la misma población distribuida normalmente y, por lo tanto, corresponde a un dato atípico.

El comportamiento gráfico de la prueba se muestra en la Figura 8, dado que la prueba de valores atípicos confirma que el dato en cuestión no forma parte de la misma población, por lo que se procede a remover dicha observación de la serie de datos. La magnitud de la concentración en cuestión se puede asociar con algún evento aislado en escala local tales como actividad constructiva, de paisajismo o análoga, que influyó directamente en la variable observada en un momento particular.



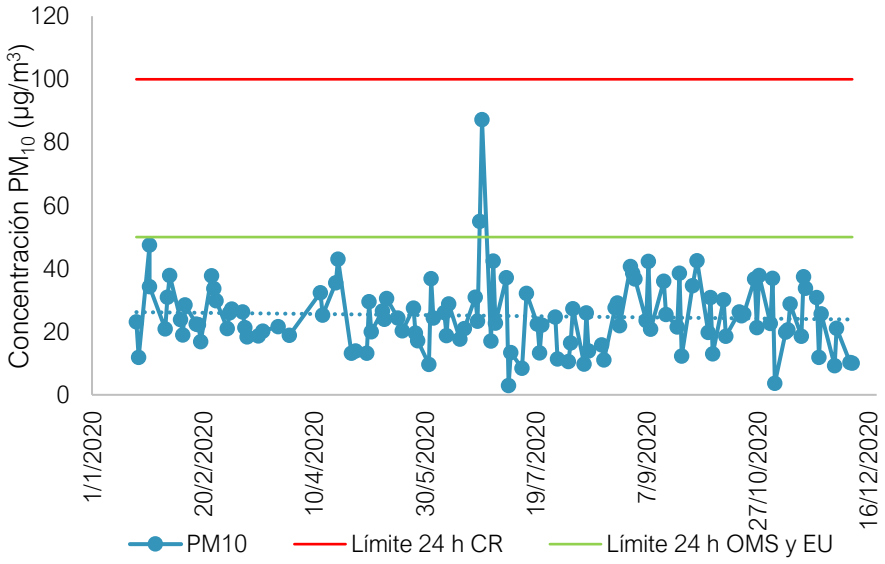
Fuente: Elaboración propia

Figura 8. Resultado gráfico de la prueba de valores atípicos para PM_{10} en el sitio ubicado en La Ribera de Belén durante el año 2020.

A partir de lo anterior, en la Figura 9 se muestra la distribución de las concentraciones de PM_{10} en el tiempo sin el valor atípico del 14 de julio del 2020. Como se puede apreciar con mayor claridad de dicha figura, no solo todos los promedios de 24 horas registrados durante el año se hallan por debajo del límite reglamentario de 100 µg/m^3 definido en la legislación costarricense, sino que con excepción de dos datos, todos los demás también se hallan por debajo del límite de 24 horas recomendado por la OMS y adoptado por la Unión Europea y que se sitúa en 50 µg/m^3 señalando una buena calidad del aire con respecto al PM_{10} y una baja exposición diaria a este contaminante (Tribunal de Cuentas Europeo, 2018).

De la Figura 9 también se puede observar que para los días 24 y 25 de junio del 2020 se presentan concentraciones de 55 µg/m^3 y 87 µg/m^3 respectivamente, las cuales son notoriamente superiores a la mayoría de las observaciones obtenidas, situándose por encima del límite de 24 horas recomendado por la OMS, aunque hallándose por debajo del mismo límite referido al valor adoptado en la legislación nacional vigente.

El alza en las observaciones anteriores se explica debido a que, en su fecha de ocurrencia, el IMN reportó la afectación sobre el país de la presencia de polvos del Sahara, fenómeno que arrastra gran cantidad de polvo y material particulado desde el desierto del Sahara sobre el Atlántico Norte Tropical y que es una de las principales fuentes naturales de material particulado, siendo el evento de junio del 2020 uno de los más intensos de los últimos años.



Fuente: Elaboración propia

Figura 9. Concentraciones de PM_{10} acomodadas por fecha para el año 2020 en el sitio ubicado en La Ribera de Belén sin el valor atípico.

Adicionalmente, la Figura 9 muestra que la tendencia de las concentraciones de PM_{10} a lo largo del año es a mantenerse relativamente constante, ya que, si bien los valores diarios muestran oscilaciones propias de la variabilidad asociada con este tipo de parámetros, la recta de mejor ajuste de los datos corresponde a una línea casi horizontal con una pendiente de -0,0072 que si bien es negativa, es sumamente pequeña y cercana a cero por lo que no crece ni decrece de forma apreciable y se corresponde bastante bien con el valor medio anual de PM_{10} obtenido en el sitio de La Ribera que corresponde a 25,01 µg/m^3. Cabe mencionar que si bien el promedio anual es menor al límite anual de 30 µg/m^3 definido en el Decreto N° 39951-S (2016) o al límite de 40 µg/m^3 adoptado por la Unión Europea, este sí

sobrepasa el límite de concentración anual recomendado por la OMS y definido en 20 µg/m^3 (Tribunal de Cuentas Europeo, 2018).

Una característica del conjunto de datos consiste en determinar si el comportamiento de estos sigue una distribución normal y para ello se aplica la prueba de normalidad de Anderson-Darling. Esta prueba permite establecer si el conjunto de datos sigue o no una distribución normal, comparando la función de distribución acumulada empírica de los datos de la muestra con la distribución esperada si los datos fueran normales y planteando dos hipótesis:

H_0: Los datos siguen una distribución normal

H_1: los datos no siguen una distribución normal

Esta prueba genera dos estadísticos el de Anderson-Darling (AD) y el valor-*p*. El primero indica que tan bien se ajustan los datos a la distribución en cuestión y entre menor sea su valor mejor es el ajuste de los datos a dicha distribución. El segundo se utiliza como estadístico de prueba para la verificación de las hipótesis. Como parte de los resultados, se obtiene que el valor-$p < 0{,}005$ y el estadístico AD es de 1,201, indicando que los datos no siguen una distribución normal.

A pesar del resultado anterior, se observa en el Anexo 3 que la mayor parte de los datos parecen ajustarse bastante bien a la normalidad con excepción de un punto que se aleja de la recta de mejor ajuste. Este valor corresponde a la concentración de 87 µg/m^3 obtenida en el mes de junio como consecuencia de la influencia del fenómeno de los polvos del Sahara y el mismo no se considera un dato atípico pues existe una justificación que explica su valor. Sin embargo, si no se tomase en consideración este dato a la hora de aplicar la prueba de normalidad, se obtendría un valor-*p* de 0,192 y un valor AD de 0,511 que indicarían un comportamiento normal de los datos restantes y un buen ajuste a la normalidad.

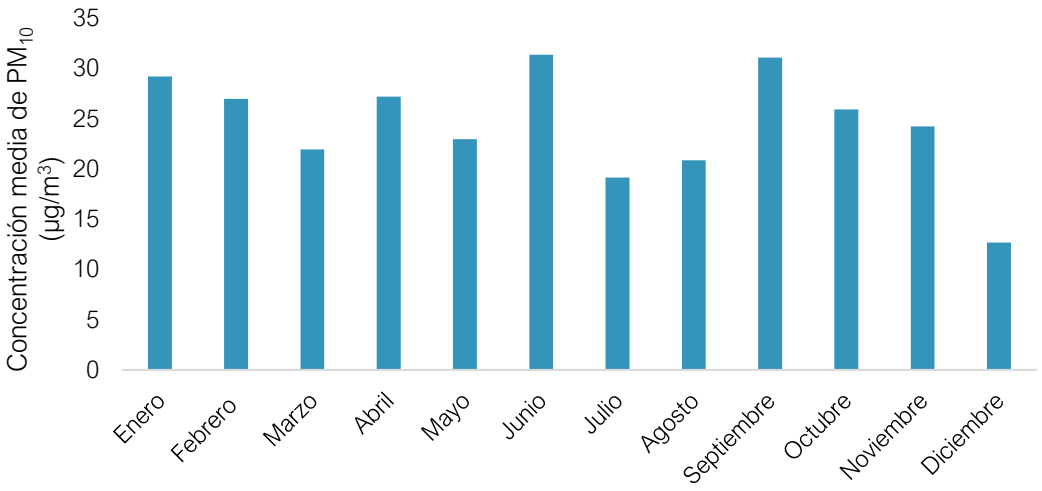
Considerando que, de no ser por el dato afectado por el fenómeno de polvos del Sahara, la serie de datos presentaría un comportamiento normal y que se cuenta con dos grupos de datos en donde cada grupo posee más de 20 observaciones, se puede utilizar un análisis

de varianza pese a la distribución no normal que señala la prueba de normalidad de Anderson-Darling.

De esta manera se procede a aplicar un análisis de varianza de un solo factor, el cual consiste en una prueba que permite comparar las medias de las poblaciones de dos o más grupos por el efecto que tiene un factor categórico con dos o más niveles sobre la variable de respuesta. Para este caso, interesa conocer si existe diferencia entre las medias de PM_{10} observada entre el año 2019 y el año 2020, en particular por el posible efecto que podrían haber tenido las restricciones de movilidad debido a la pandemia por COVID-19 durante el año 2020.

Al igual que con otras pruebas estadísticas, el análisis de varianza plantea una prueba de hipótesis, utiliza una prueba F para constatar la igualdad o diferencia de las varianzas y genera un valor-*p* para evaluar las hipótesis de la igualdad de medias. Así la hipótesis nula y alternativa planteadas son las siguientes: H_0 Todas las medias son iguales y H_1 No todas las medias son iguales. En este caso al aplicar el análisis de varianza a los datos de PM_{10}, se obtiene un valor-*p* de 0,999 el cual es superior al valor de significancia de 0,05 a un 95 % de confianza, lo que quiere decir que pese a la implementación de las restricciones de movilización debido a la COVID-19 durante el año 2020, no hay diferencia estadísticamente significativa entre la media de PM_{10} observada en el 2019 y el 2020, de hecho, en ambos casos la media anual es de 25,01 $\mu g/m^3$.

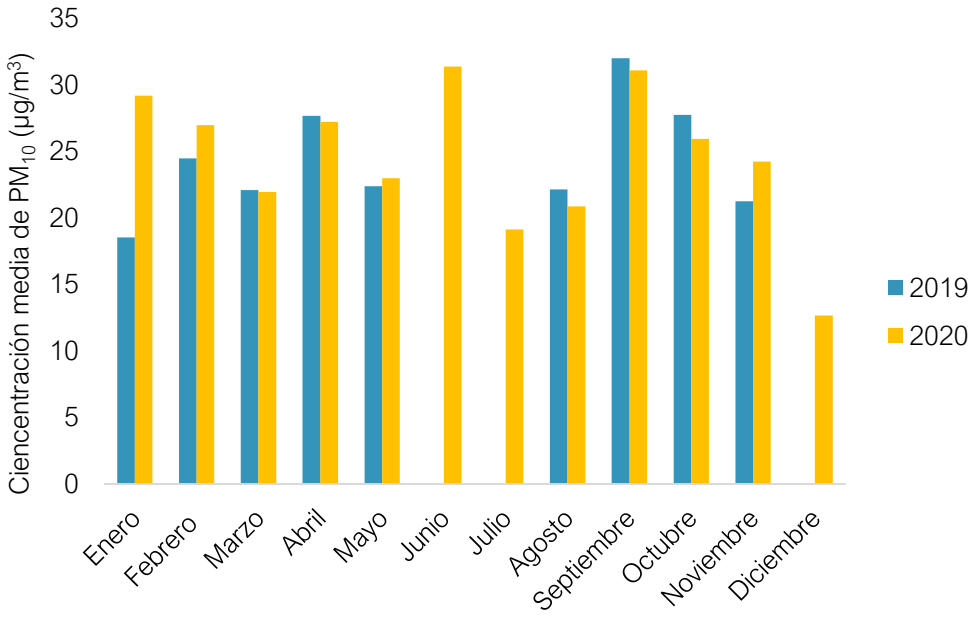
De manera complementaria, la Figura 10 muestra la concentración mensual promedio de PM_{10} a lo largo del año 2020 en el sitio de La Ribera. Se puede apreciar que los meses de enero, febrero, abril, junio, septiembre y noviembre presentan desviaciones positivas con respecto al valor promedio anual. Así mismo, se logra apreciar que el mes de junio presenta la concentración promedio mensual más amplia debido al efecto del fenómeno de los polvos del Sahara; teniendo incidencia entre junio y agosto, y presentando su afectación más severa en el mes de junio.



Fuente: Elaboración propia

Figura 10. Concentraciones promedio mensuales de PM_{10} para el año 2020 en el sitio ubicado en La Ribera de Belén.

Por otra parte, interesa comparar los resultados entre estos dos años en una escala mensual debido a que algunas de las restricciones de movilización fueron más contundentes en meses específicos del año 2020 donde la crisis sanitaria se agudizaba o donde existía una mayor probabilidad de conglomeraciones debido a días feriados como ocurrió durante la Semana Santa del 2020. De esta manera, la Figura 11 muestra de manera gráfica una comparación de los promedios mensuales obtenidos entre años.



Fuente: Elaboración propia

Figura 11. Comparación de las concentraciones promedio mensuales de PM_{10} entre los años 2019 y 2020 en el sitio ubicado en La Ribera de Belén.

De la figura anterior se puede observar que, para todos los meses, el promedio mensual de PM_{10} entre el año 2019 y 2020 es muy similar. Los meses de junio, julio y diciembre no cuentan con datos comparativos ya que no se pudo realizar registro de datos para dichos meses en el año 2019. De los meses restantes, el mes de enero es el que muestra una diferencia más marcada con un incremento hacia el año 2020, aunque en general los incrementos y decrementos observados entre un año y otro para cada mes son bastante pequeños.

Si bien el análisis gráfico de la figura anterior muestra diferencias en las medias mensuales entre ambos años, no es suficiente para determinar si existen diferencias estadísticamente significativas entre las medias mensuales. Como consecuencia, se realizan un análisis de varianza agrupando los datos de un mismo mes de manera que se pueda determinar si las medias mensuales correspondientes muestran diferencias estadísticas entre un año y otro.

Los resultados de los ANOVAS aplicados a cada mes arrojan valores-*p* superiores a la significancia de 0,05 en los 9 meses que cuentan con datos de ambos años para comparar,

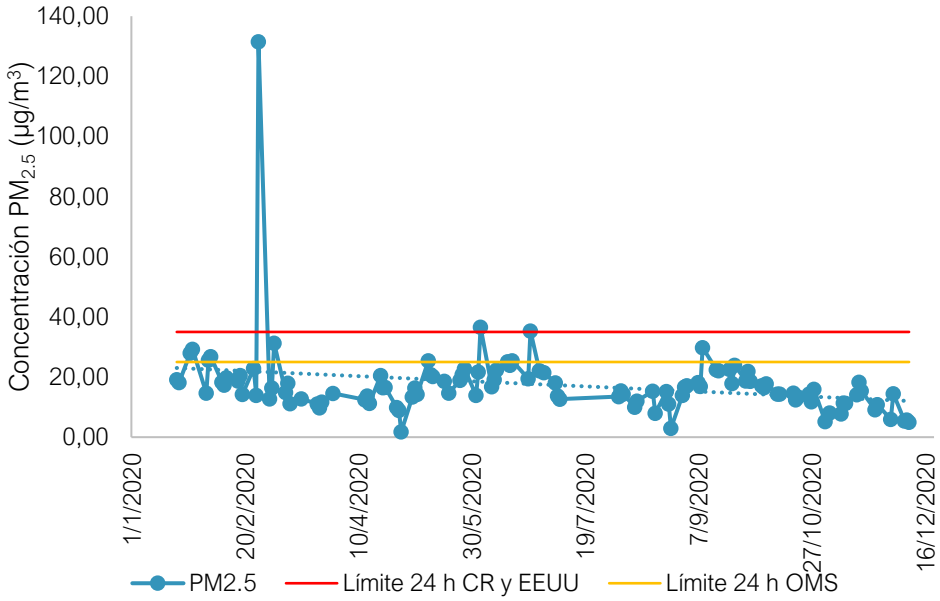
de manera que al igual que ocurre con la media anual, no hay diferencia estadísticamente significativa entre las medias mensuales de PM_{10} observadas en el 2019 y el 2020.

Los señalamientos anteriores son importantes pues indican que pese a las restricciones de movilidad implementadas durante el 2020 debido a la pandemia por COVID-19, las concentraciones de PM_{10} se mantuvieron relativamente iguales entre un año y otro, pese a que los vehículos son una de las fuentes de generación de material particulado. Este hallazgo indica que otras fuentes y mecanismos de generación de material particulado intervienen y podrían tener una mayor relevancia en la persistencia de este contaminante primarios en la atmósfera.

4.1.2. Análisis de $PM_{2.5}$ en el sitio ubicado en EPA de Belén

En lo que respecta a las concentraciones de $PM_{2.5}$, el Anexo 2 y la Figura 12 permiten observar que para $PM_{2.5}$, todos los días con excepción de las muestras del 26 de febrero, 3 y 25 de junio se encuentran por debajo de los 35 µg/m^3 definidos como límite máximo para concentraciones de $PM_{2.5}$ en 24 horas según el Decreto No. 39951-S (2016). Para el caso de los días 26 de febrero, 3 y 25 de junio se aprecia que la concentración de $PM_{2.5}$ observada fue de 131,55 µg/m^3, 36,59 µg/m^3 y 35,34 µg/m^3 respectivamente siendo el primero casi 4 veces superior al límite máximo aceptable, mientras que los otros dos se hallan apenas sobre el límite reglamentario. Para las concentraciones obtenidas el 26 de febrero y 3 de junio, los datos de volumen de aire muestreado, tiempo de muestreo y masa depositada en el filtro fueron verificados y no se encontraron inconsistencias, además la fecha en cuestión no coincide con la ocurrencia de fenómenos naturales que incrementen la concentración de material particulado como erupciones volcánicas o los polvos del Sahara.

La concentración observada el 25 de junio en cambio tiene su explicación ya que durante esta fecha el país se hallaba bajo los efectos del fenómeno de polvos del Sahara, el cual incrementa la concentración de partículas suspendidas, e incluso este pico se corresponde con el observado para PM_{10} en la misma fecha.

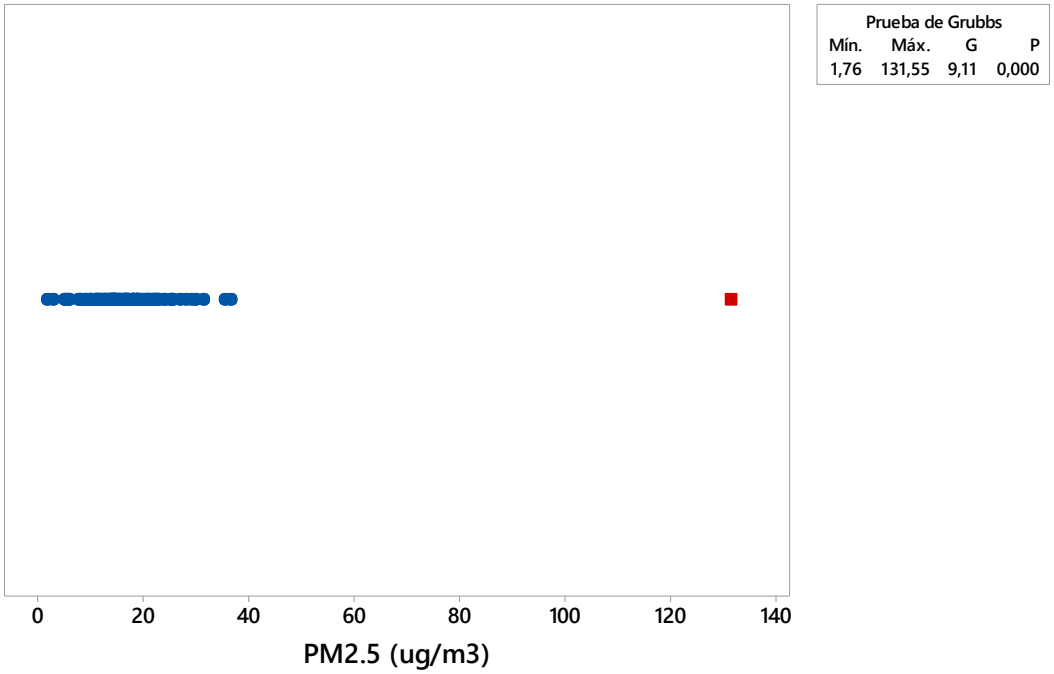


Fuente: Elaboración propia

Figura 12. Concentraciones de $PM_{2.5}$ acomodadas por fecha para el año 2020 en el sitio ubicado en EPA de Belén.

Considerando las condiciones anteriores, se procedió a realizar una prueba de valores atípicos para los datos del 26 de febrero y 3 de junio, con el propósito de valorar si los datos en cuestión forman parte de la misma población normalmente distribuida o si por el contrario son valores atípicos desde una perspectiva estadística.

Como parte de los resultados se obtuvo un estadístico G de 9,11 para el dato del 26 de febrero y de 3,19 para el del 3 de junio, los cuales indica que el valor máximo de 131,55 µg/m^3, es 9,11 desviaciones estándar mayor que la media y de igual manera que el valor de 36,59 µg/m^3 es 3,11 desviaciones estándar mayor que la media. Además, el valor-*p* para el dato del 26 de febrero es menor al valor de significancia de 0,05, mientras que el valor-*p* para el dato del 3 de junio es de 0,126 mayor que el valor de significancia. Como consecuencia, existe suficiente evidencia estadísticamente significativa para afirmar que el valor del 26 de febrero representa un valor atípico, mientras que el valor del 3 de junio sí forma parte de la misma población y no es considerado como dato atípico, tal como se muestra en la Figura 13.

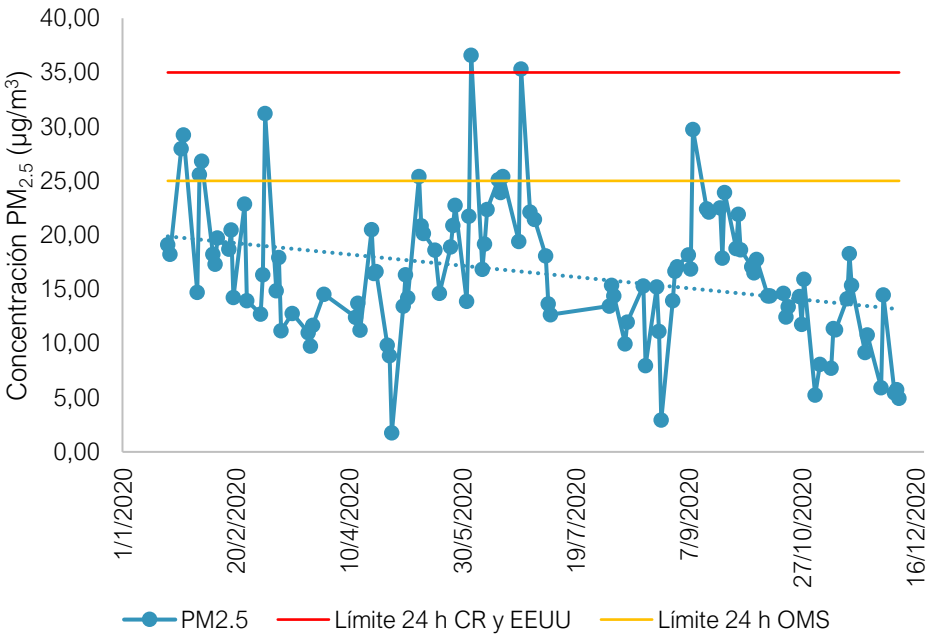


Fuente: Elaboración propia

Figura 13. Resultado gráfico de la prueba de valores atípicos para los datos de $PM_{2.5}$ en el sitio ubicado en EPA de Belén durante el año 2020.

Debido a que la prueba de valores atípicos confirma que el dato del 26 de febrero no forma parte de la misma población de datos, se procede a remover dicha observación de la serie de datos. Para este caso, este comportamiento se puede explicar por eventos de escala local como las mencionadas anteriormente para PM_{10}. Por su parte, la observación del 3 de junio se mantiene pues si bien no hay un evento natural que se asocie con esta observación, su valor es solo levemente superior al límite pudiendo explicarse por posibles actividades antrópicas y la evidencia estadística sugiere que dicho dato sí pertenece a la misma población de observaciones.

De esta manera, la Figura 14 muestra la distribución de las concentraciones de $PM_{2.5}$ en el tiempo sin el valor atípico del 26 de febrero del 2020. Se puede apreciar de dicha figura con más claridad que la mayoría de los valores se hallan por debajo del límite de 24 horas con excepción de los dos valores sobre el límite que ocurren durante el mes de junio y que ya se explicaron.



Fuente: Elaboración propia

Figura 14. Concentraciones de $PM_{2.5}$ acomodadas por fecha para el año 2020 en el sitio ubicado en EPA de Belén sin el valor atípico.

Además, se puede apreciar de la Figura 14 que si bien son pocos los datos que sobrepasan el límite de 24 horas adoptado por la legislación nacional vigente, si se comparan los valores con el límite recomendado por la OMS que fija su valor en 25 µg/m^3 incrementa la cantidad de incumplimientos, pasando solo de dos a once. Aún así, la mayor parte de los datos (90 %) se siguen situando por debajo del límite recomendado por la OMS (Tribunal de Cuentas Europeo, 2018). Lo anterior señala que, de manera general, la mayor parte del tiempo existe una baja exposición diaria a este contaminante en cualquiera de los dos escenarios, pero al mismo tiempo evidencia la importancia que tiene considerar no solo los límites adoptados a nivel nacional, sino también realizar comparaciones con las recomendaciones internacionales que pueden poner de manifiesto escenarios más críticos al utilizar límites menos laxos.

Por último, la Figura 14 también muestra que la tendencia de las concentraciones de $PM_{2.5}$ a lo largo del año es levemente decreciente, ya que, si bien los valores diarios muestran oscilaciones propias de la variabilidad asociada con este tipo de parámetros, la recta de

mejor ajuste de los datos corresponde a una línea con una ligera pendiente negativa de -0,0208 que inicia cerca de 20 µg/m^3 a inicio de año y finaliza cerca de 13 µg/m^3, hacia final de año mostrando una tendencia de disminución anual de 6,72 µg/m^3.

Es difícil establecer si dicho comportamiento de disminución responde a factores estacionales al contar solo con un año de datos, sin embargo, distintas fuentes señalan que la concentración de $PM_{2.5}$ si bien puede presentar un comportamiento estacional, están sujetas a la influencia de una gran cantidad de variables y fenómenos meteorológicos como patrones de viento variables, ondas de montaña y valle entre otros. Además, son sensiblemente afectados por actividades antropogénicas, principalmente las emisiones vehiculares, lo que dificulta aún más determinar el peso de los efectos de la estacionalidad (Pacsi, 2016 & UNA, MINAE, MS, MOPT & MSJ, 2016).

El informe de calidad del aire del área metropolitana de Costa Rica 2013-2015 (UNA, MINAE, MS, MOPT & MSJ, 2016) señala que contrario a lo esperado, el material particulado tiende a incrementar durante la época lluviosa en comparación con la seca, pese al efecto de lavado atmosférico que ocasionan las precipitaciones. De igual manera, Pacsi (2016) señala que, para la región de Lima Metropolitana, pese a las diferencias estacionales con las regiones tropicales, los valores más altos de $PM_{2.5}$ se presentaron durante el otoño, época caracterizada por una mayor frecuencia en las lluvias y los mínimos se observaron en verano que corresponden a los meses más secos.

El comportamiento observado para el $PM_{2.5}$ en la estación ubicada en EPA de Belén no se adecúa completamente a lo descrito por los autores citados, pues durante el primer trimestre del año que corresponde a meses secos se observan concentraciones elevadas, las cuales disminuyen con los primeros meses de lluvia para posteriormente incrementar durante el mes de junio por efecto del fenómeno de polvos del Sahara, volver a caer durante los meses julio y agosto, incrementando en septiembre y disminuyendo nuevamente hacia finales de octubre y principios de noviembre.

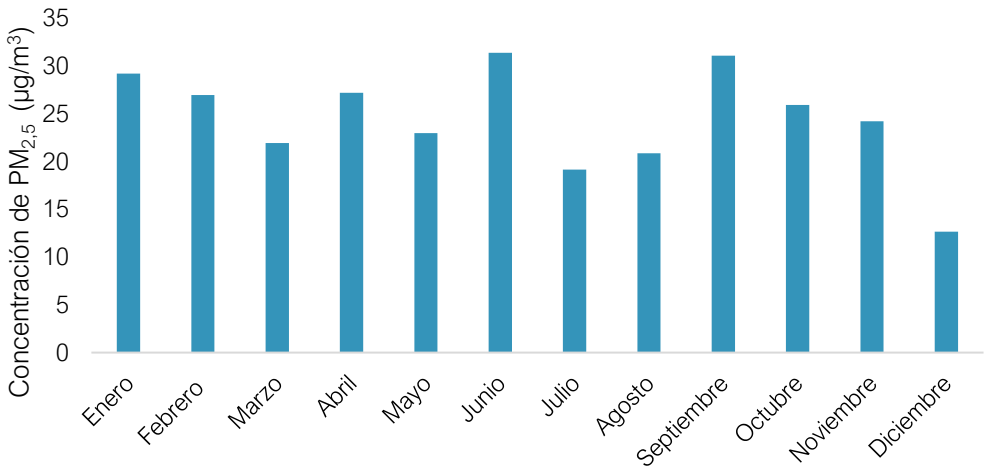
Estas variaciones señalan que el comportamiento del $PM_{2.5}$ se ve fuertemente influenciado por la ocurrencia de fenómenos atmosféricos y meteorológicos particulares como fuertes

vientos durante época seca que dispersan una mayor cantidad de partículas o inestabilidad atmosférica en ciertos meses de la época lluviosa que también favorecen el incremento de estás, a lo que se puede sumar la variabilidad introducida por las emisiones vehiculares y los cambios en los patrones de movilidad que pueden haberse visto afectados por las restricciones impuestas debido al COVID-19, considerando que el sitio de monitoreo se halla en un cantón urbano dentro del gran área metropolitana.

Por otro lado, el promedio anual de $PM_{2.5}$ obtenido para el año 2020 es de 16,49 µg/m^3, el cual es ligeramente superior al límite máximo anual definido por el Decreto No. 39951-S (2016) que coloca el límite en 15 µg/m^3, y sobrepasa de manera más significativa al límite recomendado por la OMS de 10 µg/m^3 e incluso al límite adoptado por Estados Unidos de 12 µg/m^3, señalando que pese a que las exposiciones a corto plazo no son tan severas, la exposición prolongada puede llegar a afectar la salud de las personas (Tribunal de Cuentas Europeo, 2018 & Environmental Protection Agency, 2019b).

Una característica que interesa saber del conjunto de datos es si el comportamiento de estos sigue una distribución normal y para ello se aplica la prueba de normalidad de Anderson-Darling. Tras aplicar la prueba, se registra un valor-*p* de 0,101 y el estadístico AD es de 0,626 lo que quiere decir que no se puede rechazar la hipótesis nula, por lo tanto, los datos siguen una distribución normal. El comportamiento gráfico de esta prueba se muestra en el Anexo 4.

Finalmente, es de utilidad conocer el comportamiento de la concentración de $PM_{2.5}$ mes a mes, así, la Figura 15, muestra la concentración mensual promedio de $PM_{2.5}$ a lo largo del año 2020 en el sitio ubicado en EPA. Se puede apreciar que todos los meses con excepción de diciembre presentan desviaciones positivas con respecto al valor promedio anual. De manera complementaria, se logra apreciar que el mes de junio presenta la concentración promedio mensual de mayor magnitud debido al efecto del fenómeno de los polvos del Sahara, el cual presentó su afectación más severa en el mes de junio. El mes de septiembre también presenta concentraciones altas, seguido de enero y abril.



Fuente: Elaboración propia

Figura 15. Concentraciones promedio mensuales de $PM_{2.5}$ para el año 2020 en el sitio ubicado en La Ribera de Belén.

4.2. Red de Monitoreo Pasiva: Contaminante NO_2

El dióxido de nitrógeno es uno de los contaminantes criterio que se monitorea a través de la red pasiva y su emisión se vincula con los productos de combustión de fuentes móviles principalmente. Para la caracterización de la línea base anual de dicho contaminante se realizan tres campañas en tres épocas climáticas características; cada una con una duración de 21 días de exposición.

En el Cuadro 4 se muestran los resultados obtenidos para los niveles de concentración en las tres campañas del 2020. En rojo se resaltan los valores asociados a los puntos de muestreo Centro Comercial Plaza Belén y Firestone (en todas sus campañas), y los puntos denominados como Palacio Municipal y Plaza La Asunción (en la campaña 1) de la red de monitoreo por difusión pasiva. Dicha distinción radica en que los puntos señalados exceden en magnitud el nivel de concentración para el contaminante en cuestión tomando como criterio la recomendación de la OMS (con un límite de referencia de 40 µg/m^3). De forma generalizada, se observa que el 18% de los sitios presentan una concentración promedio anual superior a la establecida por la OMS, siendo el punto Centro Comercial Plaza Belén el que presenta la mayor concentración promedio con un valor de 44,6 µg/m^3.

Cuadro 4. Concentración de NO_2 y concentración promedio anual registradas por campaña y sitio de muestreo durante el año 2020.

Sitios de muestreo	Concentración de NO_2 (µg/m³)			
	Campaña 1 (Febrero)	Campaña 2 (Junio)	Campaña 3 (Octubre)	Promedio por sitio
Plaza Belén	43,7	44,8	45,3	44,6
Centro Pedagógico	26,4	25,4	24,7	25,5
Palacio Municipal	40,9	32,8	39,2	37,6
Firestone	45,0	41,1	41,7	42,6
Ojo de Agua	35,1	31,5	32,5	33,0
Hotel Herradura	39,2	35,6	37,3	37,4
Iglesia La Ribera	20,0	20,1	20,1	20,1
Colegio Técnico CIT	17,4	16,6	18,6	17,5
Plaza La Asunción	46,7	38,3	36,5	40,5
Polideportivo	21,4	23,2	23,0	22,5
Residencial Cariari	23,3	17,8	17,5	19,5

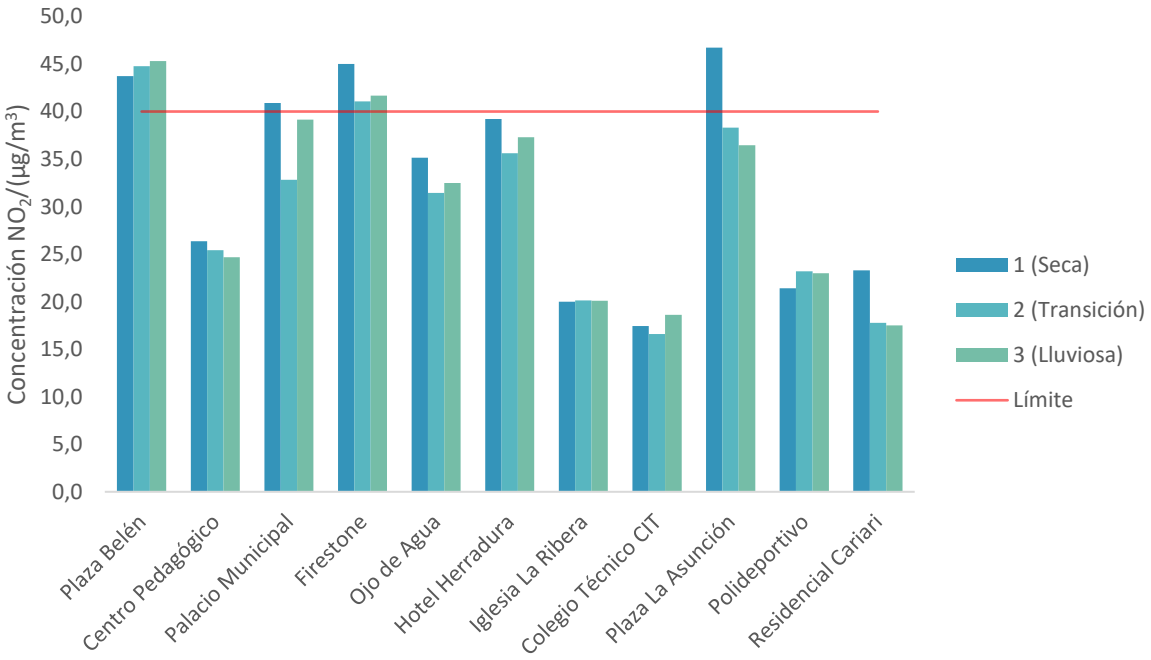
Fuente: Elaboración propia

Con respecto a la temporalidad en los niveles de dióxido de nitrógeno, los datos muestran la siguiente tendencia creciente en la concentración promedio por campaña: época de transición, lluviosa y seca respectivamente. Con base en la literatura de referencia, se reporta poca variación estacional para los niveles de óxidos de nitrógeno con respectos a otros contaminantes como el ozono. No obstante, se destaca la mayor concentración en época lluviosa (Dawn, Fei, & Yuan, 2012). De acuerdo con lo anterior, es importante indicar la poca diferencia presentada en el nivel promedio entre la campaña de época lluviosa y seca es de 2,1 unidades de concentración en promedio.

Una limitación en términos estacionales se asocia con la baja representatividad en la línea base ya que consideran únicamente 3 campañas para el monitoreo anual. Esto sumado a un método acumulativo le resta robustez en la caracterización temporal, por lo que se recomienda mantener un monitoreo mensual durante un corto plazo con el propósito de

mejorar la línea base para dicho contaminante. Por otra parte, las concentraciones de este agente químico son mayormente dependientes de las emisiones de fuentes diurnas (Dawn, Fei, & Yuan, 2012), sin embargo, se recomienda correlacionar la variabilidad estacional con variables meteorológicas.

De forma integral, se presenta en la Figura 16 el comportamiento respectivo por sitio para las tres campañas anuales del 2020. Tal y como se observa los puntos de muestro frente a Centro Comercial Plaza Belén y Costado Norte de Firestone son los que presentan concentraciones superiores a los 40 µg/m^3 en las tres épocas de medición. Seguido de los puntos en costado Palacio Municipal y Plaza Asunción, que superan el valor de referencia en la medición de época seca.



Fuente: Elaboración propia

Figura 16. Comparación de la concentración de NO_2 por sitio de muestreo para las campañas del 2020 en el cantón de Belén.

Como parte del control de datos, se realizó una prueba de normalidad de Anderson-Darling para el set de mediciones. Como resultado se obtuvo un valor-*p* de 0,010 valor ligeramente menor al nivel de significancia a un 95% de confianza, lo que indica que los datos de

concentración no siguen una distribución normal (valor-$p \leq \alpha$), comportamiento que puede observarse en el Anexo 5 debido a que se pierde la tendencia lineal esperada. Es importante recalcar que la no normalidad puede estar vinculada puede estar limitante de micro numerosidad por motivo de tres jornadas de muestreo, que restringen este resultado producto de la variabilidad de los niveles de concentración por sitio.

Tomado como referencia el resultado anterior, se recurre un método no paramétrico que permita realizar comparaciones para los factores de estudio, específicamente la prueba de *Mood* para comparar las medianas por factores. Esta prueba determina si existe evidencia estadísticamente significativa para afirmar que las medianas son iguales (H_0) o diferentes (H_1) al considerar las campañas de muestreo y clasificación de los sitios de la red pasiva.

La regla de decisión toma en cuenta al estadístico valor-*p*, el cual nuevamente se compara con el nivel de significancia α (0,05). Al considerar como factor las campañas de muestreo se obtiene un valor-*p* de 0,886 a un 95% de confianza; como consecuencia no se cuenta con suficiente evidencia estadística para rechazar la hipótesis nula. Por lo tanto, las medianas de las campañas en diferentes épocas no difieren estadísticamente, comportamiento indicado anteriormente donde se documentó poca variación estacional.

Por otra parte, al considerar como factor la clasificación del punto se obtiene un valor-*p* inferior al nivel de significancia y, por tanto, se acepta la hipótesis alternativa. En este caso, las medianas del tipo de sitio si difieren estadísticamente obteniéndose la siguiente tendencia: residencial (20,1 µg/m^3), comercial (36,9 µg/m^3) e industrial (41,7 µg/m^3). Como ya se indicó, existe una fuerte dependencia en la emisión de dióxido de nitrógeno con fuentes móviles, aspecto que disminuye en los puntos representativos de zonas residenciales ya que tienden a presentar un menor flujo vehicular.

De manera complementaria se procede con análisis comparativo por sitio de muestreo, para este caso se utiliza la prueba estadística de Tukey considerando como factor los sitios de muestreo. La selección de este ANOVA a pesar del resultado de normalidad de los datos se justifica por la cantidad de datos recolectados y además que, los puntos de muestreo presentan características diferenciadas que influye directamente en los niveles observados.

Como parte de los resultados, obtiene un valor-*p* menor al nivel de significancia (0,05), por tanto, se cuenta con suficiente evidencia estadística para establecer que todas las medias de los sitios de muestreo no son iguales.

En el Cuadro 5 se presenta las agrupaciones que difieren estadísticamente a un 95% de confianza. Como parte de los estimadores considerados se muestra el valor medio y la deviación estándar por sitio ordenados de forma descendente, obteniéndose un rango medio de 27,1 unidades de concentración. Con relación a las comparaciones, se establece que los sitios que no comparten letras en las columnas de agrupaciones difieren significativamente en el nivel medio de concentración.

Cuadro 5. Principales resultados del análisis de Tukey al considerar los puntos de muestreo como factor de agrupación para la concentración de NO_2

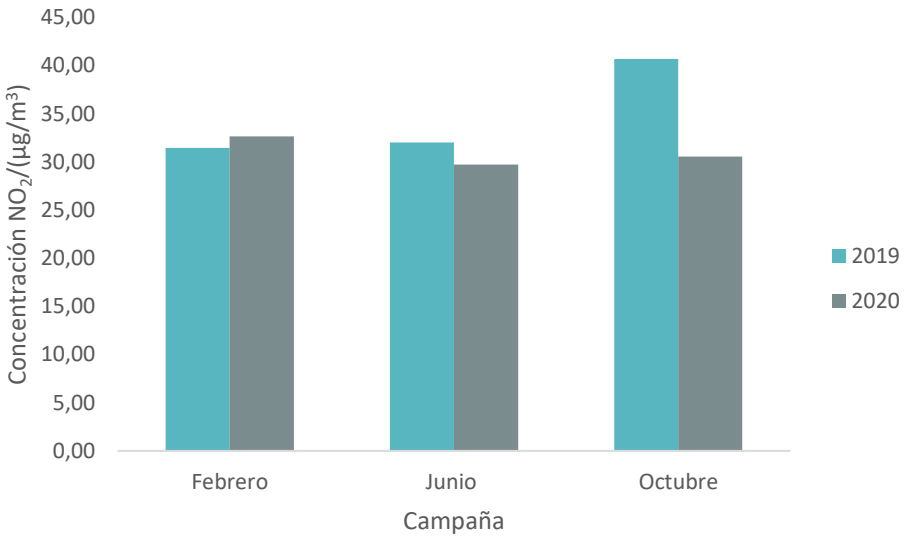
Sitio de Muestreo	Media (µg/m³)	Desviación estándar (µg/m³)	Agrupación				
Plaza Belén	44,61	0,81	A				
Firestone	42,58	2,11	A				
Plaza La Asunción	40,50	5,47	A	B			
Palacio Municipal	37,62	4,25	A	B			
Hotel Herradura	37,37	1,80	A	B			
Ojo de Agua	33,02	1,90		B	C		
Centro Pedagógico	25,49	0,83			C	D	
Polideportivo	22,53	0,97				D	E
Iglesia, La Ribera	20,07	0,06				D	E
Residencial Cariari	19,52	3,28				D	E
Colegio Técnico CIT	17,54	1,01					E

Fuente: Elaboración propia

A partir del cuadro en cuestión, los puntos de muestreo denominados como Centro Comercial Plaza Belén, Firestone y Colegio Técnico CIT son los que evidencia medias distintas con respecto a los puntos restantes de la red pasiva. Nótese que, de los sitios

mencionados, los dos primeros se caracterizan por los mayores niveles de concentración de NO_2 y pertenecen a zona comercial e industrial respectivamente, mientras que el tercero presenta la menor concentración y se asocia a una zona residencial.

Por otra parte, un análisis importante de abordar corresponde al comparativo de las campañas de muestreo entre el 2019 y 2020, producto de los cambios en los patrones de movilidad a causa de la emergencia sanitaria por COVID-19 manifestando cambios positivos en los indicadores ambientales de la calidad de aire (Bonardi, y otros, 2021). Bajo este contexto, se presenta la Figura 17 que muestra la media de dióxido de nitrógeno por campaña según la época de referencia.



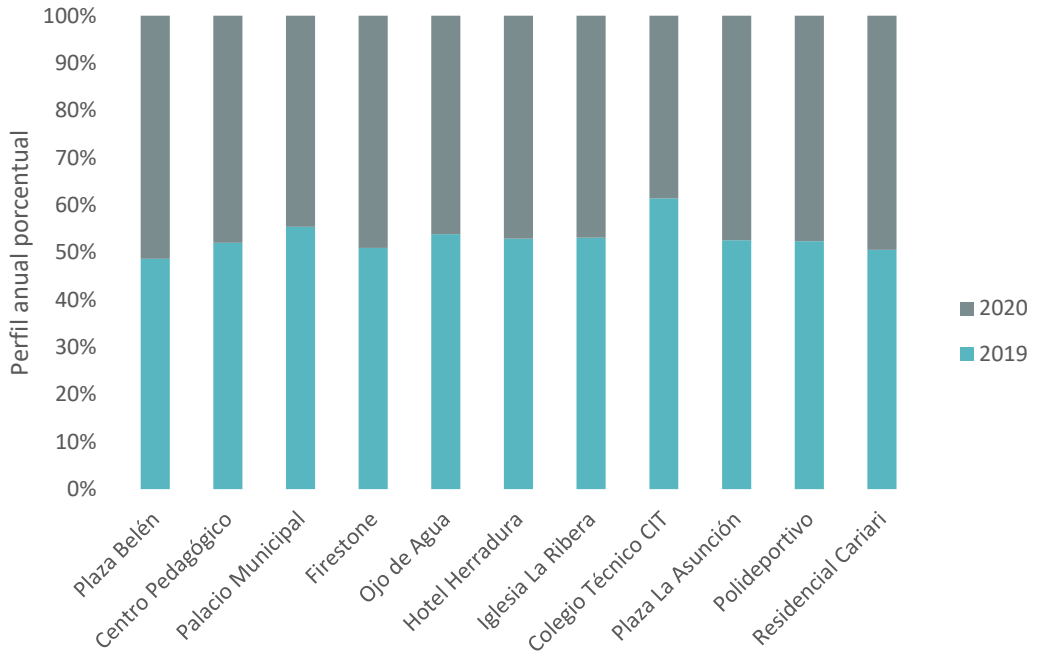
Fuente: Elaboración propia

Figura 17. Comparación de la concentración media de dióxido de nitrógeno por campaña según año de monitoreo.

De la figura anterior se observa que para la campaña época seca, la concentración de dióxido de nitrógeno en el 2020 excede en 4 unidades porcentuales a la concentración reportada en el 2019. En este caso, se señala que el mes de febrero no se vio influenciado por las restricciones sanitarias debido a que las medidas a nivel nacional empezaron a regir en el mes de marzo de 2019, por tanto, el comportamiento similar obedece a una tendencia estacional de la línea base para este mes particularmente.

No obstante, para el mes de junio y octubre se obtienen reducciones del 7% y 25% al comprar los niveles de 2020 respecto al 2019, Nótese que para los meses con restricciones sanitarias si se consiguen reducciones del contaminante, siendo mayor para la campaña de época lluviosa. En este caso, al evaluar la evolución de las restricciones vehiculares se tiene que el mes de junio presentó un panorama más limitado ya que consideraba restricciones para los fines de semana en horario (5:00 am a 7:00 pm) y número de placa (Ministerio de Salud, 2020), aspecto que se relajó a partir del 17 de octubre del 2020 al ampliar el horario y vehículos con capacidad de circular.

De forma agregada, se presenta la Figura 18 donde se muestra un perfil anual según la distribución porcentual de los niveles de dióxido de nitrógeno por sitio de muestreo. Del análisis gráfico se observa muy poca variación anual, siendo el frente al Colegio Técnico CIT el que presentó la mayor reducción de aproximadamente 37%. Para la mayoría de los puntos de muestreos las contribuciones medias por año se mantienen similares, puesto que muestran porcentajes de distribución cercanos al 50% para cada año.



Fuente: Elaboración propia

Figura 18. Perfil de concentración promedio de dióxido de nitrógeno (en unidades de $\mu g/m^3$) por punto de muestreo según año de monitoreo

Adicionalmente, se planteó un análisis no paramétrico debido a la limitación de normalidad del conjunto de datos, condición que se mantiene para los registros 2019 y 2020. En este caso, el año de referencia corresponde al factor de estudio. Como parte de los resultados estadísticos se obtiene un valor-*p* de 0,218, lo cual conduce a un no rechazo de la hipótesis nula por falta de evidencia estadística. Dicho de otra forma, las medianas de cada año no mostraron diferencias significativas, obteniéndose los siguientes valores de concentraciones: 38,0 µg/m^3 (2019) y 32,5 µg/m^3 (2020).

Con base en investigaciones de referencia, se han reportado reducciones medias superiores a 50% derivado del análisis de datos provenientes de estaciones automáticas para NO_2 (Baldasano, 2021). Desde este punto de vista, se reitera la importancia de un monitoreo más continuo ya que tres campañas para un año de referencia presentan restricciones importantes en el análisis de datos. Asimismo, se enfatiza en la importancia de correlacionar las reducciones obtenidas con variables explicativas como las condiciones meteorológicas y reducción del tráfico vehicular, para cuantificar el aporte según la magnitud del efecto. A pesar de lo anterior, se debe recalcar la importancia de la documentación de este tipo de comportamiento debido a que representan incentivos para la orientación de políticas ambientales que incorporen la calidad del aire como una arista relevante, permitiendo destinar áreas de baja emisión a nivel cantonal y mejorando la movilidad urbana (Baldasano, 2021).

4.3. Red de Monitoreo Pasiva: Contaminante SO_2

Otro contaminante caracterizado mediante la red pasiva es el dióxido de azufre, al igual que el contaminante anterior, se realizan tres campañas por año con una duración de 21 días cada una. En el Cuadro 6 se muestran los resultados obtenidos para cada campaña. Con respecto al SO_2 es importante destacar que se emisión se vincula tanto con fuentes biogénicas (actividad volcánica) y antropogénicas (fuentes móviles y actividad industrial).

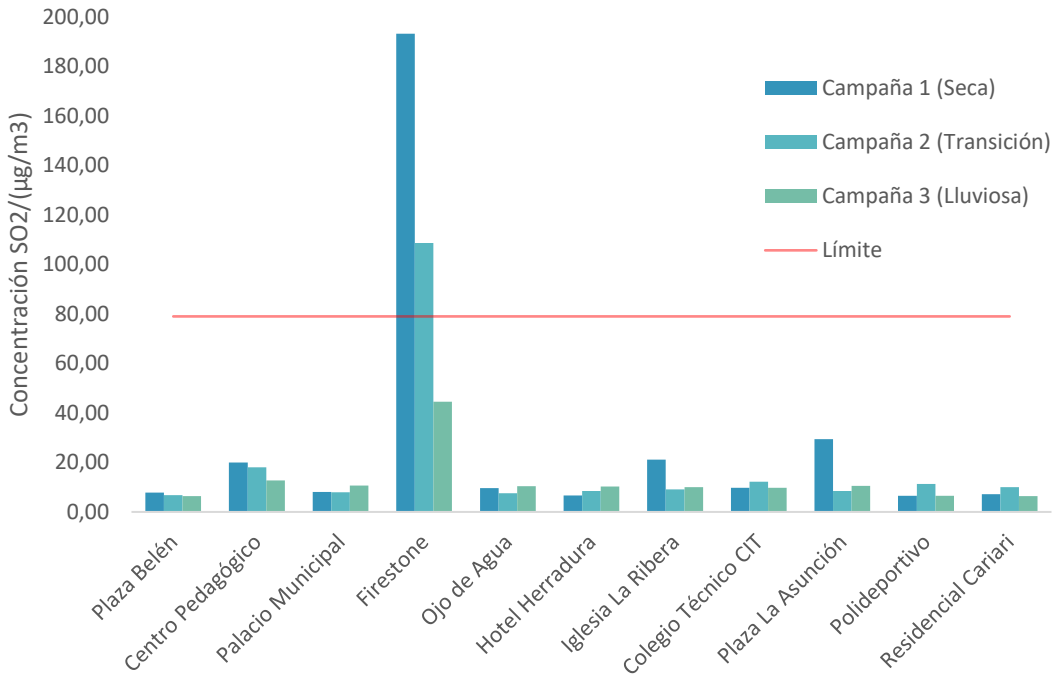
Cuadro 6. Concentración de SO_2 y concentración promedio anual registradas por campaña y sitio de muestreo durante el año 2020.

Sitios de muestreo	Concentración de SO_2 (µg/m³)			
	Campaña 1 (Febrero)	Campaña 2 (Junio)	Campaña 3 (Octubre)	Promedio por sitio
Plaza Belén	7,86	6,81	6,38	7,02
Centro Pedagógico	19,94	17,98	12,74	16,89
Palacio Municipal	8,05	7,89	10,66	8,87
Firestone	193,28	108,64	44,50	115,47
Ojo de Agua	9,61	7,61	10,42	9,21
Hotel Herradura	6,68	8,52	10,21	8,47
Iglesia La Ribera	21,09	9,04	10,03	13,39
Colegio Técnico CIT	9,80	12,23	9,79	10,61
Plaza La Asunción	29,42	8,48	10,57	16,16
Polideportivo	6,56	11,25	6,52	8,11
Residencial Cariari	7,15	10,07	6,43	7,88

Fuente: Elaboración propia

A partir del conjunto de datos para este contaminante, se observa que los sitios con concentración promedio más elevada corresponde al punto denominados como Firestone, Centro Pedagógico y Plaza La Asunción, los cuales representan sitios con características industriales y comerciales. Al tomar como referencia el Reglamento sobre Inmisiones de Contaminantes Atmosféricos (N° 30221-S, actualmente derogado), se tiene como valor de comparación el límite anual de 80 µg/m³. A partir del umbral anterior, únicamente el punto ubicado en Firestone excede el valor con un incremento de 45%, anteriormente se indicó que este punto caracteriza una zona industrial del cantón aspecto que justifica los niveles observados. Por otra parte, considerando recomendaciones internacionales, se establecen límites para este contaminante de 20 µg/m³ (para 1 hora) y 500 µg/m³ (para 10 min) (WHO, 2006); sin embargo, los umbrales anteriores no son comparables debido a la referencia de tiempo que consideran.

Como parte de la caracterización de la estacionalidad, se presenta en la Figura 19 el perfil de concentración de SO_2 para los puntos de muestreo según las campañas de referencia. De forma generalizada, la campaña de muestreo en época seca (mes de febrero) muestra los mayores niveles de concentración en 45% de los sitios (1, 2, 4, 7 y 9) y en 27% de los sitos para la época de transición y lluvias respectivamente. Como consecuencia, al considerar las concentraciones por punto de muestreo se evidencia un comportamiento más uniforme (a excepción del sitio Firestone), tendencia documentada en investigaciones similares (Bozkurt , Üzmez, Döğeroğlu, Artun, & Gaga, 2018).



Fuente: Elaboración propia

Figura 19. Comparación de la concentración de SO_2 por sitio de muestreo para las campañas del 2020 en el cantón de Belén.

Como parte del análisis estadístico de los datos, se aplica la prueba de normalidad de Anderson-Darling con el propósito de determinar el comportamiento de estos y pruebas comparativas posteriores. De esta prueba se obtiene que el valor-*p* es menor que 0,005 con un nivel de confianza del 95%, indicando que los datos no siguen una distribución normal, el comportamiento gráfico se confirma con la gráfica de probabilidad normal que se muestra

en el Anexo 6. Dado el resultado descrito, las comparaciones por campaña y clasificación de puntos debe tomar como punto de partida análisis no paramétrico.

Por lo anterior, se procede a aplicar la prueba no paramétrica de medianas de *Mood* con el propósito de comparar las medianas entre las tres campañas y determinar si existe diferencia estadísticamente significativa entre estas. Como parte de los resultados de la prueba con un nivel de confianza del 95%, se obtiene un valor-*p* de 0,428; lo que significa que no existe suficiente evidencia significativa para afirmar que las medianas de las campañas son estadísticamente distintas, obteniéndose las siguientes medianas por campaña: 9,61 µg/m^3 (campaña seca), 9,04 µg/m^3 (campaña transición) y 10,21 µg/m^3 (campaña lluviosa). Este mismo resultado se obtuvo para dióxido de nitrógeno, por lo que se recomienda aumentar el monitoreo en escala temporal.

Un análisis similar se realizó considerando la clasificación de los sitios de muestreo según sus características de residenciales, comerciales e industriales. En este caso, se reportó un valor-*p* de 0,171 a un 95 % de confianza, nuevamente el valor-*p* es menor que el nivel de significancia, de manera que la no existe diferencia estadística significativa en las medianas al considerar la clasificación del sitio de muestreo. Como parte de los resultados se obtiene el siguiente orden creciente de medianas: 9,065 µg/m^3 (comercial), 9,800 µg/m^3 (residencial) y 108,640 µg/m^3 (industrial). Los resultados de las pruebas paramétricas se respaldan con la premisa anterior, donde se indicó que los niveles de SO_2 muestran un comportamiento más uniforme por punto de muestreo.

De manera adicional, se procede con análisis comparativo por sitio de muestreo considerando la prueba estadística de Tukey. Al igual que en el caso anterior, la selección de este ANOVA se justifica por la cantidad de datos recolectados y características diferenciadas en los puntos de la red que influye directamente en los niveles observados. Como parte de los resultados, obtiene un valor-*p* menor al nivel de significancia (0,05), por tanto, se cuenta con suficiente evidencia estadística para establecer que todas las medias de los sitios de muestreo no son iguales.

En el Cuadro 7 se presenta las agrupaciones que difieren estadísticamente a un 95% de confianza. Como parte de los estimadores considerados se muestra el valor medio y la deviación estándar por sitio ordenados de forma descendente, obteniéndose un rango medio de 109 unidades de concentración. Con relación a las comparaciones, se establece que los sitios que no comparten letras en las columnas de agrupaciones difieren significativamente en el nivel medio de concentración.

Cuadro 7. Principales resultados del análisis de Tukey al considerar los puntos de muestreo como factor de agrupación para la concentración de SO_2

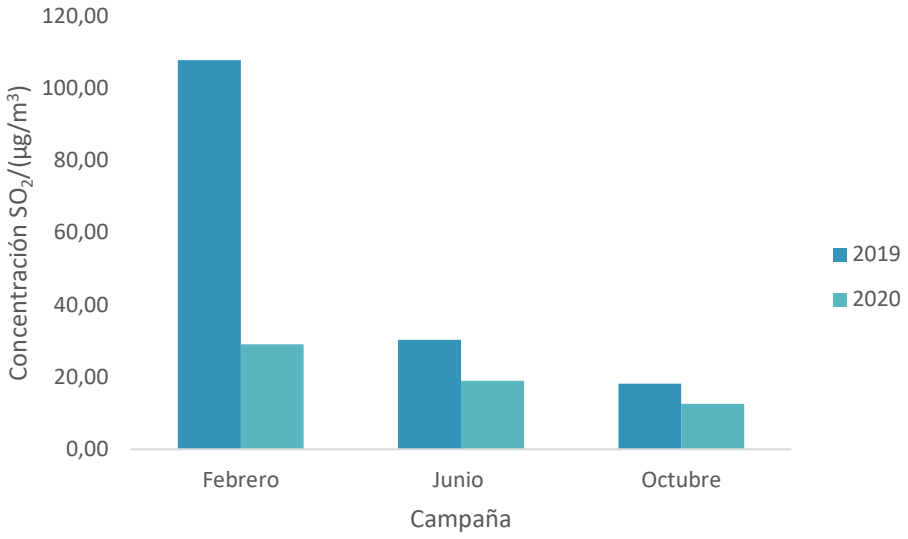
Sitio de Muestreo	Media (µg/m³)	Desviación estándar (µg/m³)	Agrupación	
Firestone	115,5	74,6	A	
Centro Pedagógico	16,89	3,72		B
Plaza La Asunción	16,16	11,53		B
Iglesia La Ribera	13,39	6,69		B
Colegio Técnico CIT	10,61	1,41		B
Ojo de Agua	9,21	1,77		B
Palacio Municipal	8,87	1,45		B
Hotel Herradura	8,47	1,77		B
Polideportivo	8,11	2,72		B
Residencial Cariari	7,88	1,93		B
Plaza Belén	7,02	0,76		B

Fuente: Elaboración propia

A partir del cuadro en cuestión, el sitio de muestreo de Firestone fue el que presentó una media de concentración de SO_2 distinta a los puntos que integran la red pasiva, de hecho, se obtiene una diferencia de 98,6 unidades de concentración entre este punto y el consecutivo (sitio del Centro Pedagógico). Los 10 sitios restantes se clasificaron en el mismo grupo (B) por lo que la variabilidad observada entre sitios comerciales y residenciales es comparable.

Por último, se realiza un comparativo de las campañas 2019 y 2020 con el propósito de determinar el impacto en los niveles de los contaminantes ante las restricciones sanitarias

(ver Figura 20). A diferencia del NO_2, para todos los meses se obtiene una disminución en la concentración media de SO_2 para el año 2020. De manera específica, se reportan los siguientes porcentajes de reducción: 73% para la campaña de época seca, 37% para la de transición y 31% para la época lluviosa.

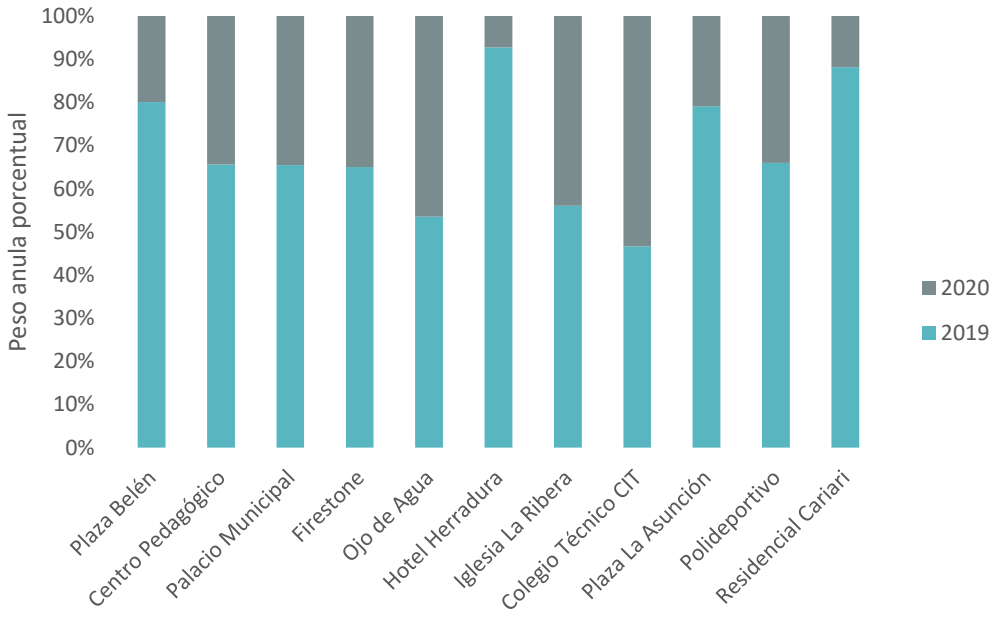


Fuente: Elaboración propia

Figura 20. Comparación de la concentración media de dióxido de nitrógeno por campaña según año de monitoreo.

Una particularidad de este comparativo es que la mayor reducción se reporta para el mes de febrero, mes para el cual no se tenía impacto de la emergencia sanitaria por COVID-19. Sin embargo, al considerar las fuentes biogénicas, se reporta una disminución importante de la actividad del volcán Poás; el 2019 se caracterizó por un nivel de actividad de 3 lo que se traduce en flujos de gases moderados (OVSICORI-UNA, 2019), comportamiento que disminuye para el 2020 (nivel de actividad de 2) (OVSICORI-UNA, 2020). Una tendencia similar se reportó para el volcán Turrialba, siendo estas dos de las principales fuentes naturales relacionadas con este agente químico que eventualmente podrían tener un impacto en el cantón. Como consecuencia, la disminución de la actividad biogénica se asocia con la reducción documentada experimentalmente.

Por otra parte, la Figura 21 muestra el perfil anual según la distribución porcentual de los niveles de dióxido de azufre por sitio de muestreo. De manera generalizada, se evidencia que la reducción media en los niveles de SO_2 por sitio de muestreo varía entre (13-92) %; siendo el sitio 6 (frente a Hotel Herradura) el que muestra la mayor disminución en la variable de estudio. Por otra parte, el sitio 8 (frente al Colegio Técnico CIT) es el único punto que muestra un aumento promedio de 15%. Como parte del análisis gráfico, se observa que las contribuciones porcentuales de los niveles de concentración del 2019 son mayores a las registradas en el 2020, siendo esta distinción más notoria con relación al NO_2.



Fuente: Elaboración propia

Figura 21. Perfil de concentración promedio de dióxido de nitrógeno (en unidades de $\mu g/m^3$) por punto de muestreo según año de monitoreo

En esta misma línea de análisis comparativo, se planteó un análisis no paramétrico debido a la limitación de normalidad del conjunto de datos, condición que se mantiene para los registros 2019 y 2020. En este caso, el año de referencia corresponde al factor de estudio. Como parte de los resultados estadísticos se obtiene un valor-*p* de 0085, lo cual conduce a un no rechazo de la hipótesis nula a un 95% de confianza. Como consecuencia se establece que las medianas de cada año no muestran diferencias estadísticas significativas,

obteniéndose las siguientes medianas de concentraciones: 19,8 µg/m^3 (2019) y 9,8 µg/m^3 (2020). A pesar de la no significancia estadística, es importante mencionar que la magnitud del efecto de cambio en el dióxido de azufre es mayor con respecto al dióxido de nitrógeno, en este caso se obtiene una diferencia de 10 unidades de concentración al considerar las medianas señaladas.

Finalmente, retomando los porcentajes medios de reducción por campaña, se reitera que estos oscilaron entre el 30% en las campañas de transición y lluvias. La similitud anterior por campaña responde a la poca variación en las medidas de restricción para los meses de julio y octubre respectivamente. Bajo este panorama, es prudente señalar que la mejora en la calidad del aire producto de las medidas sanitarias documentan una tendencia marcada según los agentes químicos, siendo la mayor reducción en material particulado (PM_{10} y $PM_{2.5}$), monóxido de carbono y dióxido de nitrógeno, trazadores vinculados a fuentes móviles principalmente. En el caso del dióxido de azufre se indican que las reducciones son más moderadas (Donzelli, Cioni, Cancellieri, Llopis-Morales, & Morales-Suárez-Varela, 2021), y en todo caso, es prudente acotar que las reducciones documentadas no son exclusivas de las restricciones sanitarias.

5. Conclusiones y recomendaciones

5.1. Conclusiones

- Las concentraciones de PM_{10} registradas en 24 h de muestreo no superaron el límite establecido en el Reglamento de Calidad de Aire para Contaminantes Criterio. Por su parte, el nivel medio anual para este contaminante corresponde a 25,01 µg/m^3.
- La serie de datos de la concentración de PM_{10} en el 2020 muestra una tendencia constante, registrándose las mayores concentraciones en las fechas del 24 y 25 de junio de 2020, condición relacionada estrechamente con el fenómeno de polvos del Sahara.
- El análisis de varianza de un solo factor no mostró evidencia significativa para el análisis comparativo de las medias de la concentración de PM_{10} mensual y anual, a un 95% de confianza. Por lo tanto, no se observaron comportamientos diferenciados para este contaminante producto de las restricciones sanitarias para la contención de la pandemia por COVID19.
- Las concentraciones diarias de $PM_{2.5}$ muestran un comportamiento ligeramente decreciente al considerar el registro anual de datos. Por su parte, el valor medio anual de concentración supera el límite establecido en el Decreto No. 39951-S en 1,5 unidades de concentración.
- El análisis de las concentraciones medias de $PM_{2.5}$ mensuales muestran que el mes de junio presentó la mayor desviación positiva con relación al valor medio anual, comportamiento que se explica por el fenómeno de polvos del Sahara al igual que en el caso de PM_{10}.
- La concentración media anual de NO2 muestra que el 18% de los sitios que componen la red pasiva exceden el límite recomendado por la organización Mundial de la Salud. De manera sostenida, los sitios denominados como Centro Comercial Plaza Belén y costado norte de Firestone presentaron concentraciones superiores a los 40 µg/m^3 en las tres campañas de medición.
- Al considerar la estacionalidad como factor de estudio, el análisis de medianas de *Mood* indicó que no existe suficiente evidencia estadística para establecer que los valores observados por campaña de muestreo difieren.

- La clasificación de los sitios de muestreo como factor de estudio evidenció por medio del análisis de medianas de *Mood*, que existe suficiente evidencia estadística para establecer diferencias entre los valores observados, obteniéndose la siguiente tendencia creciente: residencial < comercial < industrial.
- La prueba de Tukey considerando como factor los sitios que integran la red pasiva, indicó que los sitios de Centro Comercial Plaza Belén, Firestone y Colegio Técnico CIT presentan medias de concentración de NO_2 estadísticamente significativa con relación a los otros puntos de muestreo a un 95% de confianza. Asimismo, se obtiene cinco agrupaciones, las cuales no coinciden con las clasificaciones de los puntos de muestreo debido a la variabilidad observada por sitio.
- El sitio de muestreo de Firestone (clasificado como industrial) presentó un incremento de 45% con respecto al umbral de referencia de dióxido de azufre al considerar el valor medio anual. Como parte de los análisis estadísticos realizados, la prueba de *Mood* no permitió diferenciar las medianas entre campaña de muestreo y clasificación de los sitios.
- La prueba de Tukey considerando como factor los sitios que integran la red pasiva, reveló que el sitio de muestreo de Firestone presenta una media de concentración de SO_2 estadísticamente significativa con relación a los otros puntos a un 95% de confianza.
- El análisis comparativo 2019-2020 no mostró evidencia estadística significativa para los contaminantes caracterizados por la red de difusión pasiva, aspecto limitado principalmente a la resolución temporal del monitoreo ejecutado.

5.2. Recomendaciones

- Incrementar la cantidad de sitios de muestro de la red manual activa que considere como insumo la entrada y salida de vientos al cantón para caracterizar la ganancia o no que se pueda tener en términos de material particulado.
- Aumentar la resolución temporal de la red pasiva en el corto plazo (5 años) con la finalidad de robustecer la línea base de dichos contaminantes para mejorar la cuantificación en términos de precisión para los cambios en los patrones observados.
- Ampliar el esquema de agentes químicos en la red pasiva tales como ozono y compuestos orgánicos volátiles totales con el objetivo de mejorar la caracterización de

la calidad del aire a nivel cantonal. La inclusión de estos agentes químicos se relaciona con fuentes móviles y procesos químicos en términos de emisión.

- Documentar variables explicativas del comportamiento de los agentes químicos medidos tales como: flujo vehicular, temperatura, precipitación y demás variables meteorológicas, para la generación de modelos de correlaciones y dispersión de contaminantes que permitan explicar los comportamientos observados.
- Instalar estaciones meteorológicas o recopilar los datos correspondientes de estaciones funcionales del IMN en sitios cercanos a los ya establecidos y sitios claves, que permitan colectar información sobre estas variables, mismas que puede servir de insumo para el desarrollo de las correlaciones con los parámetros de calidad del aire.
- Incluir un punto de muestreo en ambas redes que tenga la función de referencia o fondo con el propósito de estimar los incrementos móviles en el tiempo a partir de sitios con una menor influencia de fuentes de contaminación.

6. Bibliografía

AirNow. (2016). *Air Quality Index Basics*. Recuperado el 17 de agosto de 2021, de AirNow: https://www.airnow.gob/index.cfm?action=aqibasics.aqi

Arciniégas, C. (2012). *Diagnóstico y control de material particulado, partículas suspendidas totales y fracción respirable PM10.*

Baldasano, J. M. (2021). COVID-19 lockdown effects on air quality by NO2 in the cities of Barcelona. *Science of the Total Environment*, 1-10.

Bonardi, J.-P., Gallea, Q., Kalanoski, D., Lalive, R., Madhok, R., Noack, F., . . . Sonno, T. (2021). Saving the world from your couch: the heterogeneous medium-run benefits of COVID-19 lockdowns on air pollution. *Environ. Res. Lett*.

Bozkurt , Z., Üzmez, Ö. Ö., Döğeroğlu, T., Artun, G., & Gaga, E. O. (2018). Atmospheric concentrations of SO2, NO2, ozone and VOCs in Düzce, Turkey using passive air samplers: Sources, spatial and seasonal variations and health risk estimation. *Atmospheric Pollution Research*, 1146-1156.

Canciano-Fernández, J., Reinosa-Valladares, M., Ordoñez-Sánchez, Y., & Hernández-Garcés, A. (2017). Muestreo pasivo de contaminantes atmosféricos. Uso en Cuba. *Ciencias de la Tierra y el Espacio, 18*(2), 113-121.

Carrales, B., & Chairez, I. (2019). Metodologías para el muestreo de la calidad del aire. *Vidsupra Visión Científica, 11*(1), 7-11.

Centro Europeo de Posgrados. (2018). *La dispersión de los contaminantes*. Recuperado el 17 de agosto de 2021, de CEUPE: https://www.ceupe.com/blog/la-dispersion-de-los-contaminantes.html

Centro Europeo de Posgrados. (2018b). *¿Cuáles son los efectos de la contaminación atmosférica?* Recuperado el 17 de agosto de 2021, de https://www.ceupe.com/blog/cuales-son-los-efectos-de-la-contaminación-atmosferica.html

CEPAL. (2003). *Contaminación atmosférica y conciencia ciudadana.* Obtenido de Repositorio Digital Comisión Económica para América Latina y el Caribe: https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/2351/1/S02121026_es.pdf

CEPIS, OPS y OMS. (1999). *Monitoreo de la Calidad del Aire en América Latina.* Obtenido de Research Gate: https://www.researchgate.net/publication/238739661_MONITOREO_DE_LA_CALIDAD_DEL_AIRE_EN_AMERICA_LATINA

Comisión federal para la protección contra riesgos sanitarios. (2017). *Clasificación de los contaminantes del aire ambiente*. Recuperado el 17 de agosto de 2021, de Gobierno de México: https://www.gob.mx/cofepris/acciones-y-programas/2-clasificacion-de-los-contaminantes-del-aire-ambiente

Dawn, R., Fei, S., & Yuan, G. (2012). Seasonal characteristics of ambient nitrogen oxides and ground–level ozone in metropolitan northeastern New Jersey. *Atmospheric Pollution Research*, 247-257.

Decreto Ejecutivo N° 39951-S. (2016). Reglamento de Calidad del Aire para Contaminantes Criterio. *Diario Oficial La Gaceta, 209*(239).

Donzelli, G., Cioni, L., Cancellieri, M., Llopis-Morales, A., & Morales-Suárez-Varela, M. (2021). Air Quality during Covid-19 Lockdown. *Encyclopedia*, 520-526.

Environmental Protection Agency. (2016). *Basic Information about NO2*. Recuperado el 17 de agosto de 2021, de EPA: https://www.epa.gov/no2-pollution/basic-information-about-no2

Environmental Protection Agency. (2017). *Effectos of acid rain*. Recuperado el 17 de agosto de 2021, de EPA: https://www.epa.gov/acidrain/effects-acid-rain

Environmental Protection Agency. (2018). *Particulate Matter (PM) Basics*. Recuperado el 17 de agosto de 2021, de EPA: https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics

Environmental Protection Agency. (2018b). *Health and environmental effects of particulate matter (PM)*. Recuperado el 17 de agosto de 2021, de EPA: https://www.epa.gov/pm-pollution/health-and-environmental-effects-particulate-matter-pm

Environmental Protection Agency. (2019). *Sulfur Dioxide Basics*. Recuperado el 17 de agosto de 2021, de EPA: https://www.epa.gov/so2-pollution/sulfur-dioxide-basics#what%20is%20so2

Environmental Protection Agency. (2019b). *What are the air quality standards for PM*. Recuperado el 25 de agosto de 2021, de Environmental Protection Agency: https://www3.epa.gov/region1/airquality/pm-aq-standards.html

European Environment Agency. (2017). *Air Quality in Europe - 2017 Report.* Luxembourg: Publication Office of the European Union.

García-Reynoso, J. (2009). Influencia de la meteorología en la calidad del aire ne la zona metropolitana del Valle de México. *Revista especializada en Ciencias Químico-Biológicas, 12*(2), 83-86.

Herrera, J. (2015). Inventario de emisiones de contaminantes criterio de Costa Rica en 2011. *Ciencias ambientales*, 5-19.

Instituto de hidrología, meteorología y estudios ambientales. (s.f.). *Contaminación del aire y sus efectos*. Recuperado el 17 de agosto de 2021, de IDEAM: http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/001083/Course2/Lecturas/Vehiculos/chapter2.pdf

Ley N° 5395. (1974). Ley General de Salud. *Diario Oficial La Gaceta, 222*.

Lovett, G., Burns, D., Driscoll, C., Jenkins, J., Mitchell, M., Rustad, L., . . . Haeuber, R. (2007). Who needs environmental monitoring? *Frontiers in Ecology and the Environment, 5*(5), 253-260.

Mercado-Maldonado, A., & Ruiz-González, A. (2006). El concepto de las crisis ambientales en los teóricos de la sociedad del riesgo. *Espacios Públicos, 9*(18), 194-213.

Ministerio de Salud. (2020). *A partir del 1° de junio Costa Rica inicia su fase 3 de medidas sanitarias*. Obtenido de Ministerio de Salud Centro de prensa : https://www.ministeriodesalud.go.cr/index.php/centro-de-prensa/noticias/741-noticias-2020/1688-a-partir-del-1-de-junio-costa-rica-inicia-su-fase-3-de-medidas-sanitarias

Molina, F. (2016). *Monitoreandos la calidad del aire*. Recuperado el 17 de agosto de 2021, de NASA: https://ciencia.nasa.gov/monitoreando-la-calidad-del-aire

Organización Panamericana de la Salud. (s.f.). *Contaminación del aier ambiental*. Recuperado el 17 de agosto de 2021, de OPS: https://www.paho.org/hq/index.php?option=com_content&view=article&id=12918:ambient-air-pollution&Itemid=72243&lang=es

OVSICORI-UNA. (2019). *Boletín anual del Programa de Vigilancia Volcánica.* Heredia: OVSICORI-UNA.

OVSICORI-UNA. (2020). *Boletín anual del Programa de Vigilancia Volcánica .* Heredia: OVSICORI-UNA.

Pacsi, S. (2016). Análisis temporal y espacial de la calidad del aire determinado por material particulado PM10 y PM2.5 en Lima Metropolitana. *Anales Científicos, 77*(2), 273-283.

Romeu-Álvarez, B., Quintero-Álvarez, H., Larrea-Murrell, J., Lugo-Moya, D., Rojas-Hernández, N., & Heydrich-Pérez, M. (2015). Experiencias en el monitoreo ambiental: contaminación de ecosistemas dulceacuícolas de La Habana (Cuba). *Higiene y Sanidad Ambiental*, 1325-1335.

Sbarato, D., & Sbarato, V. (2015). *Contaminación del aire.* Buenos Aire: Editorial Brujas.

Secretaría del Medio Ambiente. (2017). *Informe de Gobierno.* Ciudad de México.

Skiba, Y., & Parra-Guevara, D. (2011). *Introducción a los métodos de dispersión y control de contaminantes.* México: Dirección General de Publicaciones y Fomento Editorial.

Tribunal de Cuentas Europeo. (2018). *Contaminación atmosférica: nuestra salud no tiene todavía la suficiente protección*. Recuperado el 25 de agosto de 2021, de Tribunal de Cuentas Europeo: https://op.europa.eu/webpub/eca/special-reports/air-quality-23-2018/es/

UNA, MINAE, MS, MOPT & MSJ. (2016). *Sexto Informe de Calidad del Aire del Área Metropolitana de Costa Rica 2013-2015.* Heredia.

UNEP. (2017). *Hacia un planeta sin contaminación.* Obtenido de United Nations Office Nairobi: https://papersmart.unon.org/resolution/uploads/k1708350s.pdf

Vargas-Marcos, F. (2005). La Contaminación Ambiental como Factor Determinande de la Salud. *Revista Española de Salud Pública*, 117-127.

Wark, K., & Warner, C. (2017). *Contaminación del Aire, Origen y Control.* Cuidad de México: Limusa Noriega Editores.

WHO. (2006). *WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide.* Geneva: WHO.

7. Anexos

Anexo 1. Concentración de partículas PM_{10} y concentración promedio anual registradas en el sitio de muestreo ubicado en La Ribera de Belén durante el año 2020.

Concentración de partículas PM_{10} ($\mu g/m^3$)			
Fecha	Concentración	Fecha	Concentración
21/1/2020	23	18/3/2020	20
22/1/2020	12	25/3/2020	22
27/1/2020	47	30/3/2020	19
27/1/2020	34	13/4/2020	32
3/2/2020	21	14/4/2020	25
4/2/2020	31	20/4/2020	36
5/2/2020	38	21/4/2020	43
10/2/2020	24	27/4/2020	13
11/2/2020	19	29/4/2020	14
12/2/2020	29	4/5/2020	13
17/2/2020	22	5/5/2020	30
18/2/2020	22	6/5/2020	20
19/2/2020	17	11/5/2020	27
24/2/2020	38	12/5/2020	24
25/2/2020	34	13/5/2020	31
26/2/2020	30	18/5/2020	24
2/3/2020	21	20/5/2020	20
3/3/2020	26	25/5/2020	27
4/3/2020	27	26/5/2020	20
9/3/2020	26	27/5/2020	17
10/3/2020	21	1/6/2020	10
11/3/2020	18	2/6/2020	37
16/3/2020	19	3/6/2020	24

Fuente: Elaboración propia

Anexo 1 (Continuación). Concentración de partículas PM_{10} y concentración promedio anual registradas en el sitio de muestreo ubicado en La Ribera de Belén durante el año 2020.

Concentración de partículas PM_{10} ($\mu g/m^3$)			
Fecha	Concentración	Fecha	Concentración
8/6/2020	26	4/8/2020	16
9/6/2020	19	5/8/2020	27
10/6/2020	29	10/8/2020	10
15/6/2020	18	11/8/2020	26
17/6/2020	21	12/8/2020	14
22/6/2020	31	18/8/2020	16
23/6/2020	23	19/8/2020	11
24/6/2020	55	24/8/2020	28
25/6/2020	87	25/8/2020	29
29/6/2020	17	26/8/2020	22
30/6/2020	42	31/8/2020	41
1/7/2020	23	1/9/2020	39
6/7/2020	37	2/9/2020	37
7/7/2020	3	7/9/2020	24
8/7/2020	13	8/9/2020	42
13/7/2020	8	9/9/2020	21
15/7/2020	32	15/9/2020	36
20/7/2020	22	16/9/2020	25
21/7/2020	13	21/9/2020	22
22/7/2020	22	22/9/2020	39
28/7/2020	25	23/9/2020	12
29/7/2020	11	28/9/2020	35
3/8/2020	11	30/9/2020	43

Fuente: Elaboración propia

Anexo 1 (Continuación). Concentración de partículas PM_{10} y concentración promedio anual registradas en el sitio de muestreo ubicado en La Ribera de Belén durante el año 2020.

Concentración de partículas PM_{10} ($\mu g/m^3$)			
Fecha	Concentración	Fecha	Concentración
5/10/2020	20	9/11/2020	20
6/10/2020	31	10/11/2020	21
7/10/2020	13	11/11/2020	29
12/10/2020	30	16/11/2020	19
13/10/2020	19	17/11/2020	37
19/10/2020	26	18/11/2020	34
20/10/2020	25	23/11/2020	31
21/10/2020	26	24/11/2020	12
26/10/2020	37	25/11/2020	26
27/10/2020	21	1/12/2020	9
28/10/2020	38	2/12/2020	21
2/11/2020	23	8/12/2020	10
3/11/2020	37	9/12/2020	10
4/11/2020	4	Promedio	25,01

Fuente: Elaboración propia

Anexo 2. Concentración de partículas $PM_{2.5}$ y concentración promedio anual registradas en el sitio de muestreo ubicado en EPA de Belén durante el año 2020.

Concentración de partículas $PM_{2.5}$ ($\mu g/m^3$)			
Fecha	Concentración	Fecha	Concentración
21/1/2020	19,12	3/2/2020	14,72
22/1/2020	18,23	4/2/2020	25,60
27/1/2020	27,99	5/2/2020	26,83
28/1/2020	29,26	10/2/2020	18,25

Fuente: Elaboración propia

Anexo 2 (Continuación). Concentración de partículas $PM_{2.5}$ y concentración promedio anual registradas en el sitio de muestreo ubicado en EPA de Belén durante el año 2020.

Concentración de partículas $PM_{2.5}$ ($\mu g/m^3$)			
Fecha	Concentración	Fecha	Concentración
11/2/2020	17,33	22/4/2020	16,64
12/2/2020	19,74	27/4/2020	9,85
17/2/2020	18,72	28/4/2020	8,88
18/2/2020	20,49	29/4/2020	1,76
19/2/2020	14,25	4/5/2020	13,45
24/2/2020	22,87	5/5/2020	16,35
25/2/2020	13,97	6/5/2020	14,22
2/3/2020	12,73	11/5/2020	25,40
3/3/2020	16,34	12/5/2020	20,86
4/3/2020	31,23	13/5/2020	20,16
9/3/2020	14,88	18/5/2020	18,63
10/3/2020	17,95	20/5/2020	14,63
11/3/2020	11,19	25/5/2020	18,92
16/3/2020	12,79	26/5/2020	20,90
23/3/2020	11,01	27/5/2020	22,77
24/3/2020	9,76	1/6/2020	13,89
25/3/2020	11,68	2/6/2020	21,75
30/3/2020	14,56	3/6/2020	36,59
13/4/2020	12,41	8/6/2020	16,84
14/4/2020	13,72	9/6/2020	19,19
15/4/2020	11,23	10/6/2020	22,38
20/4/2020	20,51	15/6/2020	25,12
21/4/2020	16,46	16/6/2020	23,93

Fuente: Elaboración propia

Anexo 2 (Continuación). Concentración de partículas $PM_{2.5}$ y concentración promedio anual registradas en el sitio de muestreo ubicado en EPA de Belén durante el año 2020.

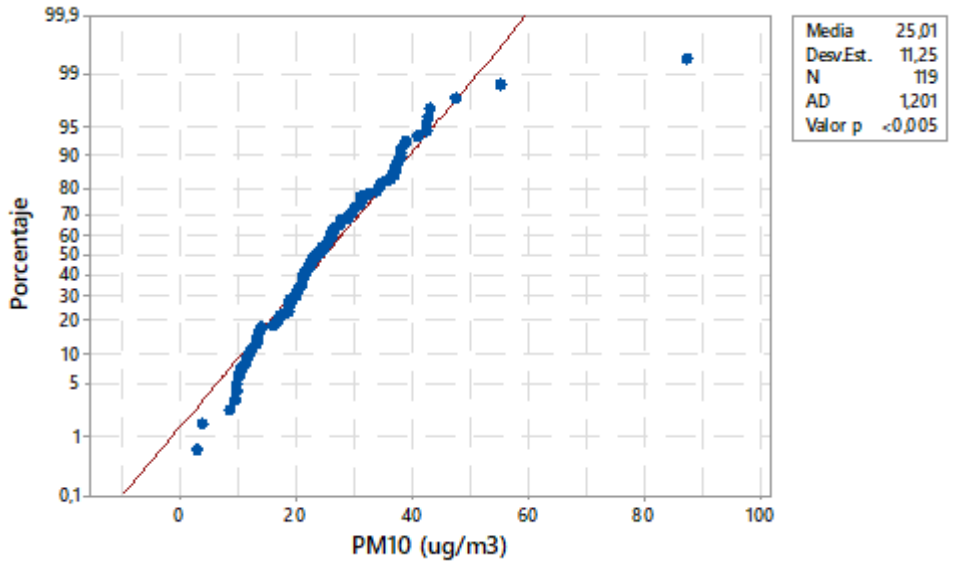
Concentración de partículas $PM_{2.5}$ ($\mu g/m^3$)			
Fecha	Concentración	Fecha	Concentración
17/6/2020	25,42	9/9/2020	29,74
24/6/2020	19,42	15/9/2020	22,43
25/6/2020	35,34	16/9/2020	22,14
29/6/2020	22,13	21/9/2020	22,51
1/7/2020	21,47	22/9/2020	17,88
6/7/2020	18,08	23/9/2020	23,94
7/7/2020	13,67	28/9/2020	18,76
8/7/2020	12,65	29/9/2020	21,93
3/8/2020	13,46	30/9/2020	18,64
4/8/2020	15,38	5/10/2020	17,09
5/8/2020	14,40	6/10/2020	16,54
10/8/2020	9,96	7/10/2020	17,75
11/8/2020	11,98	12/10/2020	14,41
18/8/2020	15,32	13/10/2020	14,41
19/8/2020	7,98	19/10/2020	14,65
24/8/2020	15,24	20/10/2020	12,45
25/8/2020	11,11	21/10/2020	13,39
26/8/2020	2,95	26/10/2020	14,34
31/8/2020	13,95	27/10/2020	11,79
1/9/2020	16,66	28/10/2020	15,95
2/9/2020	17,08	2/11/2020	5,24
7/9/2020	18,19	4/11/2020	8,10
8/9/2020	16,88	9/11/2020	7,74

Fuente: Elaboración propia

Anexo 2 (Continuación). Concentración de partículas $PM_{2.5}$ y concentración promedio anual registradas en el sitio de muestreo ubicado en EPA de Belén durante el año 2020.

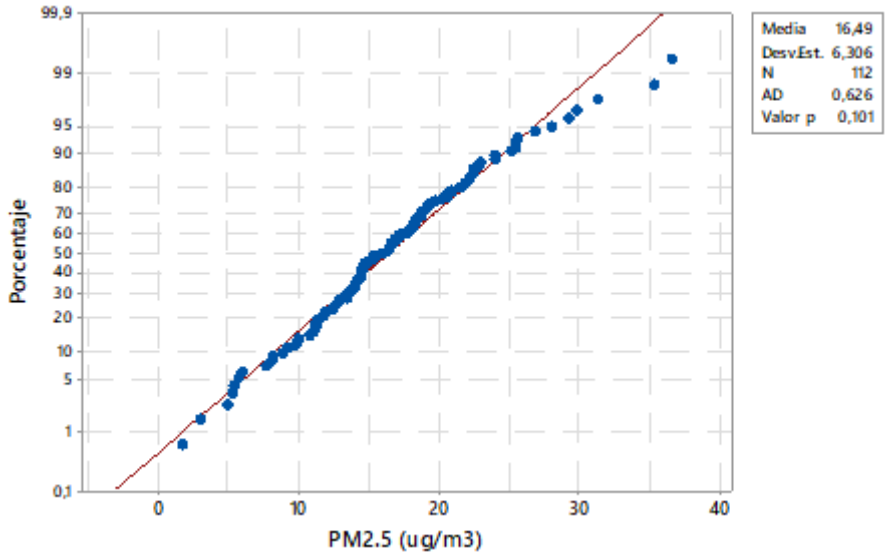
Concentración de partículas $PM_{2.5}$ ($\mu g/m^3$)			
Fecha	Concentración	Fecha	Concentración
10/11/2020	11,39	1/12/2020	5,93
11/11/2020	11,28	2/12/2020	14,49
16/11/2020	14,13	7/12/2020	5,45
17/11/2020	18,30	8/12/2020	5,75
18/11/2020	15,39	9/12/2020	4,95
24/11/2020	9,18	Promedio	16,49
25/11/2020	10,80		

Fuente: Elaboración propia



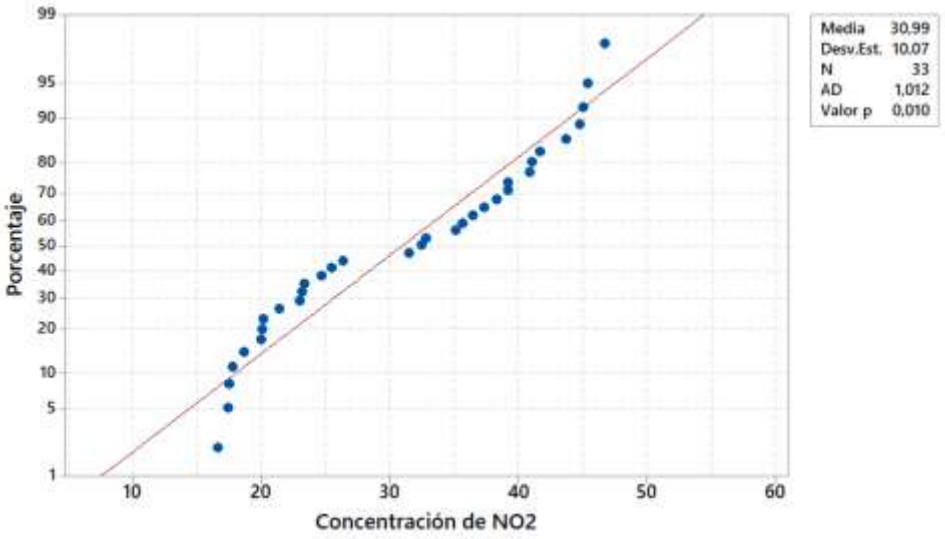
Fuente: Elaboración propia

Anexo 3. Gráfica de probabilidad normal para los datos de concentración de PM_{10} del año 2020 en el sitio de La Ribera de Belén.



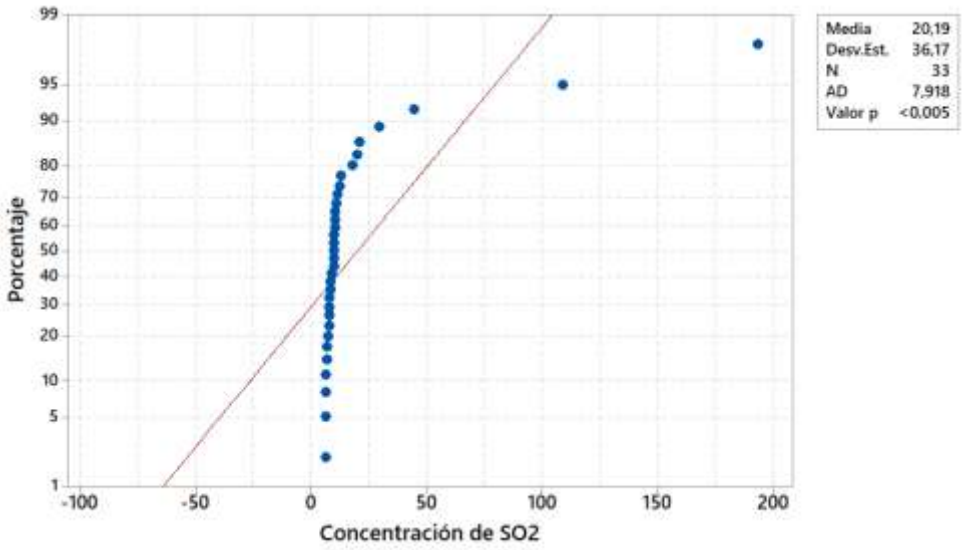
Fuente: Elaboración propia

Anexo 4. Gráfica de probabilidad normal para los datos de concentración de $PM_{2.5}$ del año 2020 en el sitio ubicado en EPA de Belén.



Fuente: Elaboración propia

Anexo 5. Gráfica de probabilidad normal para los datos de concentración de NO_2 del año 2020 en el cantón de Belén.



Fuente: Elaboración propia

Anexo 6. Gráfica de probabilidad normal para los datos de concentración de SO_2 del año 2020 en el cantón de Belén.