



UNIVERSIDAD DE CUENCA

Facultad de Ciencias Químicas

Carrera de Ingeniería Ambiental

Determinación de la calidad de aire mediante el uso de líquenes en la ciudad de Cuenca

Trabajo de titulación previo a la
obtención del título de
Ingeniera Ambiental

Autora:

Paola Estefanía Galarza Molina

CI: 0107212342

Correo electrónico: paogalarzamolina@gmail.com

Director:

Biol. Julio Danilo Mejía Coronel

CI: 0103638581

Cuenca, Ecuador

10-enero-2019



Resumen:

La contaminación del aire causa diversos problemas en la salud del ser humano y en los ecosistemas, debido a esto existe la necesidad de implementar diversos métodos de monitoreo que evidencien la presencia de contaminantes; el uso de bioindicadores es un procedimiento complementario a los métodos regulares en donde se utiliza equipos, por lo que su aplicación resulta importante al momento de presenciar estresores ambientales. El objetivo de este proyecto es determinar la calidad de aire en diferentes puntos de la ciudad de Cuenca mediante el uso de líquenes como bioindicadores. La metodología utilizada en el presente proyecto se basa en determinar el Índice de Pureza Atmosférica en seis puntos de monitoreo en la ciudad de Cuenca mediante el uso de una malla de relevamiento de líquenes en especies arbóreas seleccionadas previamente. Se obtuvo valores entre 16.2 y 39.2 resultantes del IPA; y un listado de especies sensibles y tolerantes. Se realizó también un análisis en función del número de vehículos de transporte público, uso de suelo y ciertos contaminantes aéreos. La cartografía de líquenes representa un método útil, para monitorear la calidad del aire.

Palabras claves: Calidad del aire. Bioindicadores. Líquenes



Abstract:

Air pollution causes various problems in human health and in ecosystems, due to this there is a need to implement various monitoring methods that show the presence of pollutants; The use of bioindicators is a complementary procedure to the regular methods where equipment is used, so its application is important when witnessing environmental stressors. The objective of this project is to determine the air quality in different parts of the city of Cuenca through the use of lichens as bioindicators. The methodology used in this project is based on determining the Atmospheric Purity Index at six monitoring points in the city of Cuenca through the use of a lichen relief mesh in previously selected tree species. Values between 16.2 and 39.2 resulting from the IPA were obtained; and a list of sensitive and tolerant species. An analysis was also carried out based on the number of public transport vehicles, land use and certain air pollutants. Lichens mapping represents a useful method to monitor air quality.

Keywords: Air quality. Bioindicators. Lichens



Índice del Trabajo

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	12
1.1. Hipótesis	14
1.2. Objetivo General	14
1.3. Objetivos Específicos	14
2. MARCO TEÓRICO	15
2.1. Atmósfera y contaminación atmosférica.....	15
2.2. Monitoreo de la calidad del aire	16
2.3. Biomonitoreo	17
2.4. Líquenes como bioindicadores y/o biomonitores	19
2.5. El Índice de Pureza Atmosférica	20
3. METODOLOGÍA	22
3.1. Área de estudio	23
3.2. Estaciones de muestreo y selección de forofitos	23
3.3. Identificación de especies líquénicas	24
3.3.1. Determinación de riqueza de especies.....	26
3.3.2. Determinación del Índice de Shannon-Wiener	26
3.4. Cálculo del Índice de Pureza Atmosférica.....	27
3.4.1. Determinación de valores promedio y distribución estándar del IPA .	27
3.4.2. Relación entre IPA, DAP y ubicación de la malla	28
3.5. Análisis espacial de especies líquénicas.....	28
3.5.1. Interpolación de contaminantes atmosféricos.....	28
3.5.2. Intersección con transporte público y tipo de uso de suelo	29
3.6. Clasificación de las especies líquénicas.....	30
4. RESULTADOS	30
4.1. Especies líquénicas presentes en el área de estudio.....	30
4.1.1. Riqueza de especies	30
4.1.2. Valores del Índice de Shannon-Wiener	32
4.2. Índice de Pureza Atmosférica	33
4.2.1. Valores promedio y distribución estándar del IPA en las zonas de estudio	34



4.2.2. Correlación entre IPA, promedio de DAP y ubicación de malla de relevamiento en los forofitos	36
4.3. Análisis espacial de líquenes	40
4.3.1. Concentración de contaminantes atmosféricos en las zonas de estudio y relación con valores de IPA.....	41
4.3.2. Número de líneas de transporte público, uso de suelo y relación con valores del IPA para las diferentes zonas de estudio	45
4.4. Especies sensibles y tolerantes a la contaminación	48
5. DISCUSIÓN.....	50
6. CONCLUSIONES	54
7. RECOMENDACIONES Y LIMITACIONES	55
BIBLIOGRAFÍA	56
ANEXOS	63
Anexo 1	63
Anexo 2.....	65



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Ubicación de puntos de monitoreo dentro de la ciudad de Cuenca.	24
Figura 2: Ubicación de la malla de relevamiento liquénico sobre forófito seleccionado.	25
Figura 3: Correlación entre riqueza y diversidad	33
Figura 4: Diagrama de cajas y bigotes de la distribución del IPA en los parques .	34
Figura 5: Correlación entre IPA y DAP	38
Figura 6: Correlación entre IPA y ubicación de la malla de relevamiento	39
Figura 7: Extrapolación de valores del IPA para la zona urbana de la ciudad de Cuenca.....	41
Figura 8: Correlación entre IPA y SO ₂	43
Figura 9: Correlación entre IPA y NO ₂	43
Figura 10: Correlación entre IPA y PS	44
Figura 11: Correlación entre IPA y número de líneas de transporte público	47
Figura 12: Correlación entre IPA y uso de suelo	47



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Características de los Bioindicadores (Holt & Miller, 2010)	18
Tabla 2: Especies liquénicas encontradas en la zona de estudio	31
Tabla 3: Riqueza y diversidad en los puntos de monitoreo; resultado de la prueba de Pearson (R)	32
Tabla 4: Índice de Pureza Atmosférica para cada punto de monitoreo	33
Tabla 5: Frecuencias en los forofitos y valores del IPA en cada punto de monitoreo	35
Tabla 6: Variables de entrada y respuesta y resultados de prueba de Friedman .	35
Tabla 7: Resultados de la correlación entre IPA y DAP y orientación de la malla.	36
Tabla 8: Variables utilizadas en las correlaciones.....	37
Tabla 9: Resultados ANOVA para DAP y ubicación de parques.....	39
Tabla 10: Variables relacionadas y resultados estadísticos de la prueba de Friedman	40
Tabla 11: Concentraciones y error estándar (sd) de contaminantes, valor de IPA en cada punto de monitoreo.....	42
Tabla 12: Correlación entre IPA y contaminantes	42
Tabla 13: Resultados ANOVA SO ₂ y parques.....	44
Tabla 14: Resultados método Friedman para NO ₂ y parques	45
Tabla 15: Resultados método Friedman para PS y parques	45
Tabla 16: IPA, número de líneas de transporte público y uso de suelo en cada punto de monitoreo	45
Tabla 17: Resultados de la correlación entre IPA y número de líneas de transporte público y uso de suelo.....	46
Tabla 18: Resultados de Friedman para líneas de transporte público y parques..	48
Tabla 19: Resultados de Friedman para uso de suelo y parques	48
Tabla 20: Especies sensibles y tolerantes al SO ₂ presentes en la zona urbana de la ciudad de Cuenca.....	48
Tabla 21: Especies sensibles y tolerantes al NO ₂ y PS presentes en la zona urbana de la ciudad de Cuenca.....	50



Cláusula de licencia y autorización para publicación en el Repositorio
Institucional

Paola Estefanía Galarza Molina en calidad de autora y titular de los derechos morales y patrimoniales del trabajo de titulación "Determinación de la calidad de aire mediante el uso de líquenes en la ciudad de Cuenca", de conformidad con el Art. 114 del CÓDIGO ORGÁNICO DE LA ECONOMÍA SOCIAL DE LOS CONOCIMIENTOS, CREATIVIDAD E INNOVACIÓN reconozco a favor de la Universidad de Cuenca una licencia gratuita, intransferible y no exclusiva para el uso no comercial de la obra, con fines estrictamente académicos.

Asimismo, autorizo a la Universidad de Cuenca para que realice la publicación de este trabajo de titulación en el repositorio institucional, de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Cuenca, 10 de enero de 2020

Paola Estefanía Galarza Molina

C.I: 0107212342



Cláusula de Propiedad Intelectual

Paola Estefanía Galarza Molina, autora del trabajo de titulación "Determinación de la calidad de aire mediante el uso de líquenes en la ciudad de Cuenca", certifico que todas las ideas, opiniones y contenidos expuestos en la presente investigación son de exclusiva responsabilidad de su autor/a.

Cuenca, 10 de enero de 2020

Paola Estefanía Galarza Molina

C.I: 0107212342



Dedicatoria

A mi papá, Bolívar, por enseñarme la disciplina y la conexión con lo más intrínseco de nosotros, la naturaleza; por ayudarme a ser curiosa e ir más allá de lo evidente. A mi mami, Marcia, por enseñarme el amor a las cosas más sencillas, a luchar por los sueños y extenderme su mano en todo momento. Gracias padres por su esfuerzo y la luz que dan a mi camino.

A mis ñaños, Anabel y Erick, por la alegría de todos los días. ¡Merecen lo que sueñan!

A la abuelita Lucía, por su bondad y sencillez, por darme su amor infinito.

¡Ustedes son mi estrella y el centro de mi corazón!



Agradecimientos

A mis tíos y las ñañas, gracias por su apoyo incondicional, por ser mis segundos padres y guías en mi vida. A mis primos por sus ocurrencias, no saben la felicidad que me dan. Al tío César, que me cuida siempre. Gracias a Dios por darme la familia más bondadosa.

Al Juandi, por su amor y ternura, por extenderme su mano en todo momento y brindarme su ayuda en este tiempo, gracias por ser el mejor compañero en el camino.

A mis amigos y amigas que me llenan de alegría, sin ustedes el mundo sería gris. Gracias Abi, Tati, Ani, Pabish, Yadi, Jaimito, Paula, Juanito, Dani, Juanes, Ann y Rafa, gracias por embarcarse conmigo en muchas aventuras. Al Esteban que se fue a volar en el cosmos.

A mi director de tesis, Blg. Danilo Mejía, gracias por su confianza y apoyo en este proyecto nuevo. A la Ing. Diana Brazales que muy risueñamente me ha ayudado. A mis queridos profesores, por enseñarme a amar la ciencia.

Gracias a las letras, por su magia, su poder, por darme la fuerza para soñar y despertar en el carrusel de la vida. ¡Ahí voy!



1. INTRODUCCIÓN

La contaminación atmosférica representa en la actualidad uno de los factores de riesgo de mayor importancia debido a sus impactos negativos en la salud humana, siendo estos desde afecciones a las vías respiratorias y generación de enfermedades cardiopulmonares hasta el incremento de mortalidad (Health Effects Institute, 2018). La Organización Mundial de la Salud (OMS) estima que una de cada nueve muertes a nivel mundial, es el resultado de ambientes con atmósferas contaminadas (OMS, 2017). De esta manera, el monitoreo del aire es considerado como parte esencial en el proceso de identificación de fuentes de contaminación atmosférica, valoración de sus impactos y elaboración de planes de manejo para la gestión y protección de la salud pública (WHO, 1999). Con el fin de generar normativa en cuidado de la salud pública, se ha instalado estaciones o sistemas de monitoreo en varias ciudades, estableciendo límites permisibles de algunos contaminantes más comunes (EPA, 2015). Sin embargo el actual sistema de medición de la contaminación del aire presentan una resolución espacial muy baja y su costo de expansión resulta elevado (Xie et al., 2017).

El biomonitoreo es un método basado en el uso de diferentes tipos de biota y análisis de sus reacciones ante la contaminación ambiental para la valoración de la misma. Dentro de este método, el uso de bioindicadores es promovido por varias organizaciones (The World Conservation Union, International Union for Conservation of Nature), como un medio para manejar el biomonitoreo y evaluar los efectos antrópicos (Parmar, Rawtani, & Agrawal, 2016). Actualmente, los líquenes se utilizan como uno de los mejores bioindicadores de calidad de aire, después de los musgos, debido a que presentan alteraciones en su morfología y fisiología como



respuesta a los cambios de la calidad del ambiente en que se desarrollan (Méndez & Monge, 2011). Su amplio uso ha permitido el desarrollo del Índice de Pureza Atmosférica (IPA), el cual ha sido de amplio estudio en Europa, sin embargo, su uso en Sudamérica no se ha desarrollado por completo y son pocos los trabajos que se han realizado en comunidades de interés (Schelotto, Rodriguez, Estrabou, Filippini, & Soria, 2011).

Algunos estudios se han realizado en Bolivia (Anze, Franken, Zaballa, Renee, & Zeballos, 2007), Argentina (Calvelo, Baccalá, & Liberatore, 2009; Schelotto et al., 2011) y Brasil (Azevedo Martins, Käffer, & Lemos, 2008). En el Ecuador su uso se ha dado en la evaluación de la calidad ambiental de un sitio de disposición final de desechos sólidos de Galápagos (Vergara, Paredes, & Simbaña, 2005), mientras que en Loja se observó los cambios en la composición de los líquenes y su relación con la calidad del aire en la ciudad debido a la falta de sistemas de monitoreo (Ochoa, Cueva, Prieto, Aragón, & Benitez, 2015). Si bien en la ciudad de Cuenca se cuenta con un sistema de monitoreo de la calidad del aire, su ubicación y distribución espacial resulta en una baja representatividad del impacto a nivel biológico (Nali et al., 2007). De forma general, el IPA es un método no destructivo y relativamente sencillo de aplicar que permite un análisis continuo y un registro total de la contaminación del aire (Calvelo et al., 2009).

De esta manera, el presente estudio se planteó con el objetivo de determinar la calidad del aire en diferentes puntos de la ciudad mediante el uso de líquenes como bioindicadores, significando un aporte en la distribución de contaminación atmosférica, complementario a los resultados del actual sistema de monitoreo de la ciudad.



1.1. Hipótesis

Los líquenes son bioindicadores de contaminación atmosférica en la zona urbana de la ciudad de Cuenca.

Los objetivos del estudio son los siguientes:

1.2. Objetivo General

- Determinar la calidad de aire en diferentes puntos de la ciudad de Cuenca mediante el uso de líquenes como bioindicadores.

1.3. Objetivos Específicos

- Obtener una lista de las especies de líquenes presentes en el área de estudio.
- Determinar el Índice de Pureza Atmosférica (IPA) de las diferentes estaciones de muestreo.
- Analizar espacialmente los líquenes en los diferentes puntos de monitoreo.
- Clasificar las especies de líquenes encontradas en sensibles y tolerantes a la contaminación atmosférica.



2. MARCO TEÓRICO

2.1. Atmósfera y contaminación atmosférica

La atmósfera terrestre, comúnmente conocida como “aire”, es una delgada capa gaseosa que se extiende sobre la parte superior del planeta (litósfera) y permite la vida en el mismo (Barry, 2009). La tropósfera es la capa más baja de esta, comprende aproximadamente el 90% de la masa atmosférica total, y está dominada por procesos meteorológicos que afectan la vida en sí (Yiğit, 2015). Su composición promedio está dada principalmente por nitrógeno (78%), oxígeno (21%) y gases traza (1%). Estos últimos están compuestos por gases de efecto invernadero, especies de gas reactivas y aerosoles, que son de importancia en la composición química de la tropósfera, al igual que en la termodinámica atmosférica (Barry, 2009). Sin embargo el incremento de estos gases traza durante las últimas décadas por las actividades antropogénicas han presentado problemas en la calidad del aire asociados con perturbaciones del clima a nivel regional y global considerándolos como contaminantes atmosféricos (Jacob & Winner, 2009).

Según la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) (2009), la contaminación atmosférica se define como la presencia de sustancias contaminantes¹ que generan daños en la salud humana y/o producen otros efectos ambientales peligrosos, como cambios en la composición de las especies por acidificación o eutrofización acuática derivados de la deposición de dióxido de carbono (gas traza) en los océanos (Dunscorn et al., 2009). Sin embargo, debido

¹ Un contaminante es generalmente, cualquier sustancia introducida en el ambiente, que afecta negativamente la utilidad de un recurso.



a la gran cantidad de contaminantes en la atmósfera, los “contaminantes criterio” comprenden un grupo de mayor presencia en el aire ambiente, ampliamente relacionados con efectos negativos en la salud, y que han sido establecidos para determinar la calidad del aire por medio de su monitoreo (Vallero, 2014; EPA, 2015.).

Los contaminantes criterio comprenden al monóxido de carbono (CO), plomo (Pb), ozono troposférico (O₃), material particulado (PM), dióxido de nitrógeno (NO₂) y dióxido de azufre (SO₂). Las afecciones en la salud provocadas por estos contaminantes criterio están relacionadas desde la reducción de la función pulmonar, exacerbación de asma y síntomas alérgicos, hasta enfermedades cardiovasculares, cáncer y mortalidad prematura (Maji, Dikshit, Deshpande, & Speldewinde, 2016).

2.2. Monitoreo de la calidad del aire

El monitoreo de la calidad del aire resulta de gran importancia al momento de identificar la naturaleza y los niveles de exposición de la contaminación atmosférica, mismos que son utilizados para la valoración de los impactos a la salud y consiguiente elaboración de planes de manejo para la gestión y protección de la salud pública (WHO, 1999). De esta manera, la EPA ha establecido los estándares nacionales de calidad del aire ambiente (NAAQS por sus siglas en inglés), dentro de los cuales se fijan límites primarios para la protección de la salud humana, y secundarios para la protección del bienestar público, incluyendo evitar el impedimento de la visibilidad, daños a animales, cultivos, vegetación o edificaciones (EPA, 2015).



Tradicionalmente, las concentraciones de los contaminantes atmosféricos son medidas mediante estaciones fijas, construidas principalmente por autoridades ambientales o gubernamentales. Sus principales ventajas son la disponibilidad y fiabilidad de las mediciones para una variedad de contaminantes, lo cual beneficia su estimación a largo plazo. Sin embargo, sufren de una baja resolución espacial, lo que puede liderar una medición imprecisa sobre toda el área de estudio (Xie et al., 2017), además de presentar un uso mínimo para la evaluación de su impacto biológico (Nali et al., 2007).

2.3. Biomonitorio

El uso de organismos cosmopolitas para medir la contaminación ha sido desarrollado notablemente durante las últimas décadas. Estos pueden ser de tipo vegetal, animal y microbianos, cuya presencia, ausencia, cambios a nivel poblacional, de especies o a nivel fisicoquímico y biológico, provee una información amplia de la salud ambiental (Parmar et al., 2016). Dichos organismos asimilan a los contaminantes ambientales, y pueden ser usados como indicadores de la biodisponibilidad de contaminantes en el tiempo, permitiendo en ciertos casos, la comparación entre niveles de contaminación en áreas geográficas diferentes (Conti & Cecchetti, 2001; Nali et al., 2007).

De forma general, los organismos denominados biomonitores permiten una determinación cuantitativa de los contaminantes. Esto debido a que tienen la habilidad de almacenar contaminantes en sus tejidos y permiten la medición integrada de la concentración de un contaminante en el ambiente (Nali et al., 2007). Por otro lado, los bioindicadores son integradores de estrés en la calidad ambiental



y manifiestan alteraciones visibles en la composición de las especies y/o riqueza, desempeño fisiológico y/o ecológico, y morfología (Wolterbeek, 2002). Es decir, son usados para una identificación y determinación cualitativa de los factores ambientales generados por el hombre. Algunas de las características más comunes de los bioindicadores se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1: Características de los Bioindicadores (Holt & Miller, 2010)

Habilidad de un buen indicador	Proveen una respuesta medible (sensibilidad al estrés sin mortalidad o acumulación de contaminantes de su ambiente)
	Su respuesta refleja la respuesta de toda una población / comunidad / ecosistema
	Responde en proporción al grado de contaminación o degradación
Abundante y común	Adecuada densidad poblacional local (especies raras no son óptimas)
	Común, incluyendo su distribución dentro del área de estudio
	Relativamente estable a pesar de la moderada variabilidad climática y ambiental
Bien estudiado	Ecología e historia bien entendida
	Estable y taxonómicamente bien documentado
	Fácil y económico de investigar
	Especies antes cultivadas para otros propósitos



Importancia	Especies de interés o de conocimiento público
económica	o
comercial	

2.4. Líquenes como bioindicadores y/o biomonitores

Los líquenes son el resultado de una asociación simbiótica entre un hongo y un alga, donde el alga aporta con la formación de nutrientes debido a su contenido de clorofila, mientras que el hongo constituye los tejidos estructurales y brinda agua y minerales al alga. Usualmente, el alga está dada por una Cianobacteria o Chlorophyceae, mientras que el hongo es generalmente un Ascomiceto, aunque en raras ocasiones puede ser un Basidiomiceto o Ficomiceto (Conti & Cecchetti, 2001). Debido a esta asociación, los líquenes son considerados sensibles o tolerantes a contaminantes atmosféricos; al aumentar la concentración las especies sensibles son reemplazadas por líquenes tóxico tolerantes (Quispe, Ñique, & Chuquilin, 2018).

Los líquenes son organismos perenes que mantienen su morfología en el tiempo con un crecimiento lento, diferente a las plantas, debido a que no pierden partes durante este proceso. Además de no presentar cutícula o estomas para la entrada de nutrientes, por lo cual son altamente dependientes del ambiente y permite que diferentes contaminantes sean absorbidos por toda la superficie del organismo (Hale, 1979).

El estudio de los líquenes durante los últimos 30 años ha acentuado la posibilidad de su uso como biomonitores de la calidad del aire en vista de la sensibilidad a



varios factores ambientales (Conti & Cecchetti, 2001), denominándolos así como “sistemas de control permanentes” para la medición de la contaminación del aire (Nimis, 1992).

Algunos de los cambios fisiológicos usados para evaluar el daño ambiental a los líquenes están relacionados a la fotosíntesis, el contenido y degradación de clorofila, reducción del ATP (Adenosín Trifosfato), variaciones en niveles de respiración y cambios en los niveles de auxinas endógenas y producción de etileno. Además, estudios en laboratorio han indicado que la correlación positiva entre el contenido de azufre de los líquenes y la presencia de SO₂ en la atmósfera, está dada por los daños que este genera en la membrana celular liquénica (Conti & Cecchetti, 2001).

2.5. El Índice de Pureza Atmosférica

Con el conocimiento de correlación entre las emisiones de SO₂ y cambios en las comunidades liquénicas, se establecieron escalas de tolerancia que han sido ampliamente utilizadas en Reino Unido y otras partes de Europa (Kricke & Loppi, 2002). En 1968, DeSloover & LeBlanc desarrollaron el método denominado Índice de Pureza Atmosférica (IPA), que combina el número de especies liquénicas en un área con su sensibilidad hacia estresores ambientales, para evaluar la contaminación atmosférica usando líquenes epífitos como bioindicadores (Fabius LeBlanc, 1968).

El método debe ser aplicado a un área uniforme y en “estaciones” ecológicamente homogéneas, es decir, las estaciones (especies arbóreas) utilizadas deben presentar cortezas con propiedades físicas y químicas similares. Se debe listar todas las especies epífitas presentes en una estación junto con su cobertura y



frecuencia estimada; de esta manera, tras el cálculo del IPA, mientras mayor sea el índice, mayor pureza del aire existirá (Fabiús LeBlanc, 1968).

El índice para una estación está dada por la Ecuación 1.

$$IPA = \sum_1^n \left(\frac{Q * f}{10} \right) \quad (1)$$

Donde n es en número de especies epífitas, f es la frecuencia de cobertura y Q es el grado de resistividad a la contaminación o formalmente denominado “Índice Ecológico” de cada especie.

En 1980, con el fin de obtener un modelo de bioindicación objetivo y reproducible, se desarrollaron 20 modelos basados en el IPA original y se estudió su sensibilidad a la influencia combinada de varios contaminantes atmosféricos. Los modelos fueron aplicados con los resultados de las siguientes variables: grado de cobertura, número de especies de compañía, frecuencia, vitalidad y daño de los líquenes, monitoreados en 500 árboles ubicados alrededor de 13 estaciones de medición de contaminación atmosférica (Urech, 1991). Los resultados del proyecto indicaron que el modelo IPA_{18} (Ecuación 2), basado únicamente en datos de frecuencia, presentó la mayor correlación ($R^2 = 0.98$ $p < 0.05$) entre la contaminación del aire (promedio anual de SO_2 , NO_2 , Pb , Cu , Cd , Zn , Cl y polvo) y la vegetación líquénica. Incluso considerando solamente 4 estresores, el modelo IPA_{18} mostró altos valores de predicción ($R^2 = 0.93$, $p < 0.05$), proveyendo robustez a esta aproximación (Urech, 1991). Como resultado, el modelo IPA_{18} fue implementado como guía en Suiza para el monitoreo de contaminación atmosférica usando líquenes (Kricke & Loppi, 2002).



$$IPA = \sum_1^n F \quad (2)$$

La metodología estándar de este modelo se realiza sobre una malla de muestreo de 50 x 20 cm, dividida en 10 cuadrantes de 10 x 10 cm, ubicada a 1.5 m sobre el nivel del suelo sobre el área más densamente vegetada de un tronco arbóreo. De esta manera la frecuencia F , se puede definir como el número de cuadros ocupados por cada especie en la cuadrícula de muestreo en cada estación y el IPA de una parcela se determina con el promedio de los valores obtenidos en sus estaciones (Kricke & Loppi, 2002). Finalmente, el IPA de todas las estaciones es ubicado sobre un mapa formando una visualización de zonas isotóxicas.

3. METODOLOGÍA

Debido al tipo de investigación, se realizó un trabajo descriptivo y cualitativo que detalla y analiza los efectos de la contaminación atmosférica sobre las comunidades líquénicas en los puntos de monitoreo; y, un estudio no probabilístico porque los sustratos a estudiar se seleccionaron a criterio personal en función de la accesibilidad y presencia de los mismos.

El trabajo se fundamentó en la cartografía de líquenes que se basa en la selección de una especie arbórea en común presente en parques o áreas verdes de la ciudad con una presencia de cinco individuos en cada estación, obteniendo en cada árbol seleccionado la frecuencia líquénica y consecuentemente el Índice de Pureza Atmosférica en cada punto de monitoreo.



3.1. Área de estudio

El área de estudio comprendió la zona urbana de la ciudad de Cuenca, provincia del Azuay, ubicada al sur de los Andes del Ecuador. La ciudad está situada en un valle interandino por lo que se encuentra a una altitud media de 2560 m s.n.m. aproximadamente con un clima variado entre 13 a 19 °C; el área total de la zona urbana es de 72,32 km² donde se instalan 331 888 habitantes (Bermeo, 2013).

3.2. Estaciones de muestreo y selección de forofitos

Se realizaron varios recorridos por diferentes parques recreacionales y áreas verdes de la ciudad en busca de identificar una especie arbórea que se encuentre distribuida en todos estos puntos y que cumpla con características específicas como poseer un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor a 20 cm, inclinación del tronco menor a 20° respecto a la vertical, presentar una corteza rugosa y sin evidencias de daño humano como pintura, encalado y cubiertas de papel (Jaramillo & Botero, 2010).

Se seleccionaron como zonas de muestreo cuatro parques recreacionales: Parque Miraflores, Parque Iberia, Parque de La Madre y Parque Granadinos y dos áreas verdes: sector Gapal y sector Monay, como se muestra en la Figura 1; en estos puntos se seleccionaron cinco individuos (las coordenadas de los forofitos y ubicación de los parques se detallan en el Anexo 1) de la especie arbórea *Fraxinus excelsior* L. (Urapán) debido a que es la más frecuente en estas seis zonas, fundamentándose en que el desarrollo de las especies líquénicas depende intrínsecamente de las características del sustrato (Ochoa et al., 2015). La especie arbórea que actúa como hospedero de líquenes se trata de un forófito de tipo

ornamental que ha sido introducido y destinado para áreas verdes como parterres y parques recreacionales (Minga, 2017).

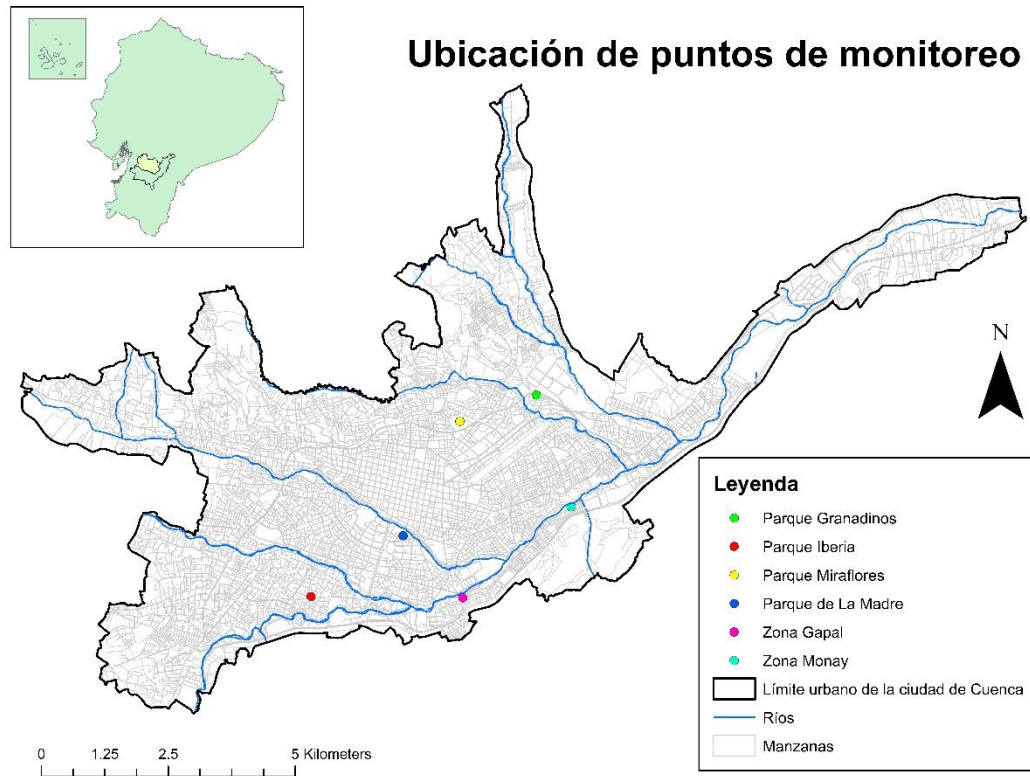


Figura 1: Ubicación de puntos de monitoreo dentro de la ciudad de Cuenca.
Fuente: Autora

Con el objetivo de reducir el error al momento de muestrear, se realizó dos repeticiones del inventario de las especies líquénicas en la misma área de estudio y forófito seleccionado; el primer muestreo se efectuó desde el día 22 hasta el 27 de julio del 2019 mientras que la segunda identificación se realizó desde el día 13 hasta el 19 de agosto del 2019.

3.3. Identificación de especies líquénicas

Una vez seleccionados los forofitos se determinó la frecuencia líquénica, para esto se utilizó una rejilla de relevamiento de líquenes cuyas medidas fueron 20 X 50 cm



conformada por diez cuadrantes iguales de 10 X 10 cm, esta fue colocada en una posición vertical sobre el tronco a una distancia de 1,5 m del suelo hasta 2 m debido a que a esta altura los contaminantes atmosféricos afectan a las personas; la malla se ubicó en la zona del tronco con mayor presencia liquénica tal como se muestra en la Figura 2 (Canseco, Anze, & Franken, 2006; Gonzales, Luján, Navarro, & Flores, 2016).

Los parámetros iniciales medidos en el tronco de cada árbol fueron el diámetro a la altura del pecho (DAP), los puntos cardinales en donde se ubicó la malla de relevamiento y sus coordenadas geográficas.



Figura 2: Ubicación de la malla de relevamiento liquénico sobre forófito seleccionado.

Fuente: Autora.



3.3.1. Determinación de riqueza de especies

En cada forófito se estimó la frecuencia de las especies líquénicas que se basa en el número de cuadrantes en donde se encuentra cada especie, significando de esta manera cero la ausencia total de dicha especie y diez la frecuencia máxima (Calvo & Sanz, 2000). Mediante una cámara fotográfica de 12 Mpx se captó las especies líquénicas de cada cuadrante para su posterior identificación con base en guías taxonómicas de líquenes registrados en el Ecuador (Krog, 1982; Minga, Verdugo, Nugra, & Clavijo, 2010; Charles Darwin Foundation, 2010; Bungartz, Yáñez, Nugra, & Ziemmeck, 2017;). Debido a las características microscópicas de ciertos líquenes, se muestrearon únicamente aquellos que se perciben con la ayuda de una lupa de campo (Lijteroff, Lima, & Prieri, 2009).

3.3.2. Determinación del Índice de Shannon-Wiener

El Índice de Shannon-Wiener (H') cuantifica la diversidad de especies, tomando en cuenta la riqueza (número de especies presentes) y la abundancia relativa de las mismas (Pla, 2006). Supone que los individuos que son seleccionados al azar representan a todas las especies de la muestra; contempla valores entre cero, que indica ausencia de diversidad, y el logaritmo del total de especies, cuando se trata de áreas con alta diversidad (Moreno, 2001). En la Ecuación 3 (Moreno, 2001) se describe los componentes necesarios para determinar este índice en donde P_i indica la abundancia relativa que trata de la proporción de individuos de una especie sobre el número total de individuos encontrados.

$$H' = -\sum P_i \ln P_i \quad (3)$$



Se realizó una correlación de Pearson para determinar la naturaleza de la relación entre la riqueza de especies y la diversidad en cada punto de monitoreo.

3.4. Cálculo del Índice de Pureza Atmosférica

El IPA de cada árbol muestreado se calculó mediante la suma de las frecuencias de cada especie de líquen inventariadas en la rejilla, como indica la Ecuación 4 donde F corresponde al número de cuadrados ocupados por cada especie en la malla de relevamiento; el IPA de cada zona de muestreo resultó del promedio de los IPA de cada forófito (Calvo & Sanz, 2000; Santoni & Lijteroff, 2006).

$$IPA \text{ árbol} = \Sigma F \quad (4)$$

3.4.1. Determinación de valores promedio y distribución estándar del IPA

Se utilizaron herramientas de estadística descriptiva y analítica. Mediante el software Excel, los datos fueron organizados en una hoja de cálculo para posteriormente ser analizados con el software estadístico R versión 3.2.2 y su interfaz R Studio versión 0.99.484.

Se analizó la distribución del IPA entre los forofitos muestreados para cada parque mediante un Diagrama de Caja y Bigotes y la normalidad de los mismos en cada parque con el test analítico Shapiro-Wilk. Con el objetivo de determinar las diferencias del IPA entre las estaciones de monitoreo se aplicó un análisis de varianza utilizando la prueba estadística de Friedman, en donde las variables independientes fueron los puntos de monitoreo, considerando el valor del IPA como variable dependiente.



3.4.2. Relación entre IPA, DAP y ubicación de la malla

Además se analizó la relación, mediante el método de correlación de Pearson, entre los valores de IPA, promedio de DAP y ubicación de la malla de relevamiento en cada zona de muestreo. También se realizó una prueba estadística mediante el ANOVA de una sola vía considerando a las estaciones de muestreo como variable de análisis mientras que el DAP es el factor de respuesta. En cuanto a la ubicación de la malla en el forofito (variable dependiente) se ejecutó el método estadístico de Friedman en donde la variable independiente fue los parques.

3.5. Análisis espacial de especies liquénicas

Por medio del software ArcMap versión 10.2.2 aplicando la técnica IDW que es la más óptima al momento de trabajar con valores de contaminación atmosférica (Wong & Perlin, 2004), se realizó una extrapolación al área urbana de la ciudad de Cuenca en base a los resultados obtenidos del IPA en cada zona de monitoreo.

3.5.1. Interpolación de contaminantes atmosféricos

Existen datos de la red de monitoreo de la Empresa de Movilidad, Tránsito y Transporte de Cuenca (EMOV EP) que datan desde el año 2008 hasta 2018 indicando los promedios anuales por cada estación, se tomaron en consideración los contaminantes: Dióxido de Nitrógeno (NO_2), Dióxido de Azufre (SO_2) y Partículas Sedimentables (PS) (EMOV EP, 2018) debido a que tienen mayor influencia en el crecimiento de los líquenes (Hawksworth, Iturriaga, & Crespo, 2005; Vallarino, Low, González, & Pérez, 2014; Gonzales et al., 2016;); se realizó un promedio general de todos los años para cada estación de la red de monitoreo de los tres contaminantes antes mencionados seguido de una interpolación en el software



ArcMap versión 10.2.2 mediante el método IDW (Inverse Distance Weighting) que resulta ser el más adecuado al momento de interpolar espacialmente datos de calidad de aire (Wong & Perlin, 2004); todo esto se efectuó con el objetivo de obtener las concentraciones de SO₂, NO₂ y PS en las seis zonas de muestreo del estudio.

Se realizó también una correlación de Pearson entre los valores de cada contaminante e IPA para determinar la naturaleza de su relación. Una vez aplicado test analítico Shapiro-Wilk para determinar la normalidad de los contaminantes, posterior a esto, se desarrolló un análisis ANOVA de una vía para el SO₂ (variable de respuesta) y las zonas de muestreo (variable de análisis). Para los contaminantes restantes se aplicó el método estadístico de Friedman en donde la variable de análisis fue la ubicación de los puntos de monitoreo mientras que las variables de respuesta NO₂ y PS.

3.5.2. Intersección con transporte público y tipo de uso de suelo

En el software ArcMap versión 10.2.2, se determinó una zona de influencia de 500 m alrededor de cada parque, debido a que los contaminantes en general disminuyen su concentración hasta llegar a los 500 m desde la fuente de emisión (Karner, Eisinger, & Niemeier, 2010), esto se realizó con el objetivo de analizar la influencia del transporte público urbano en el crecimiento de los líquenes. En base a datos proporcionados por la Dirección de Tránsito Municipal de Cuenca pertenecientes al año 2015, se obtuvo el número de líneas que recorren cada estación de buses. En cuanto a la ocupación del suelo en cada zona, se realizó una revisión bibliográfica



en donde se especifica las diferentes actividades que se realizan alrededor de cada punto de monitoreo según Cordero (2002).

Se realizó una correlación de Pearson entre los valores de IPA y número de líneas de buses y tipo de uso de suelo en cada zona de monitoreo. Tras aplicar un test analítico Shapiro-Wilk, para determinar la normalidad de los valores de cada variable, se desarrolló un análisis estadístico mediante el método Friedman en donde la variable de análisis fue la ubicación de los puntos de monitoreo mientras que las variables de respuesta fueron el número de líneas de buses y la ocupación del suelo independientemente.

3.6. Clasificación de las especies liquénicas

La clasificación de las especies en grupos sensibles y tolerantes se realizó mediante el método estadístico K-means clúster en el software estadístico R versión 3.2.2 y su interfaz R Studio versión 0.99.484. Se basa en agrupar un conjunto de datos en grupos con características similares; se consideró los datos de las concentraciones de los contaminantes y la presencia de cada especie en los parques, separándolos en dos categorías: especies tolerantes y especies sensibles a cada contaminante.

4. RESULTADOS

4.1. Especies liquénicas presentes en el área de estudio

4.1.1. Riqueza de especies

En las seis zonas de muestreo se registraron un total de 19 especies de líquenes que pertenecen a 6 géneros y 4 familias como se muestra en la Tabla 2. La familia *Parmeliaceae* es la predominante con un total de 3 géneros y 12 especies; seguido



por la familia *Physciaceae*, *Teloschistaceae* y *Candelariaceae*. En el Anexo 2 se detalla las fotografías de cada especie encontrada.

Tabla 2: *Especies líquénicas encontradas en la zona de estudio*

Familia	Género	Especie	
Candelariaceae	Candelaria	Candelaria sp.	
Parmeliaceae	Parmotrema	Parmotrema sp.1	
		Parmotrema sp.2	
		Parmotrema sp.3	
		Parmotrema sp.4	
		Parmotrema sp.5	
		Parmotrema sp.6	
	Punctelia	Punctelia borreri	
		Punctelia reddenda	
		Punctelia sp.1	
		Punctelia sp.2	
		Punctelia sp.3	
	Usnea	Usnea sp.	
	Physciaceae	Physcia	Physcia sp. 1
			Physcia sp. 2
Physcia sp. 3			
Physcia sp. 4			
Teloschistaceae	Teloschistes	Teloschistes sp.1	
		Teloschistes sp.2	



Fuente: Autora

Con respecto a la riqueza liquénica, el sector Monay resultó con un total de 14 especies de líquenes que representa el 73% del total de las especies, mientras que en el Parque Granadinos se encontró 6 especies que representan el 32% (Tabla 3).

4.1.2. Valores del Índice de Shannon-Wiener

Dentro de los valores de diversidad (Índice de Shannon-Wiener), el Parque de La Madre presenta el mayor índice con 1.73 mientras que el Parque Granadinos una cifra de 0.64 que representa el menor índice. Cabe mencionar que en este caso el valor de cero significa que existe una sola especie mientras que el logaritmo del número total de especies (2.94) representa que todas las especies están representadas por el mismo número de individuos.

En la Tabla 3 se describen los datos de riqueza y diversidad en cada zona de monitoreo en donde la relación fue alta ($R=0.82$). En la Figura 3 se refleja el gráfico de la correlación entre la riqueza y diversidad.

Tabla 3: *Riqueza y diversidad en los puntos de monitoreo; resultado de la prueba de Pearson (R)*

Zona	Riqueza	Diversidad
Parque Madre	12	1.73
Parque Miraflores	13	1.63
Sector Gapal	13	1.53
Sector Monay	14	1.32
Parque Iberia	7	1.11



Parque Granadinos	6	0.64
R	0.82	

Fuente: Autora

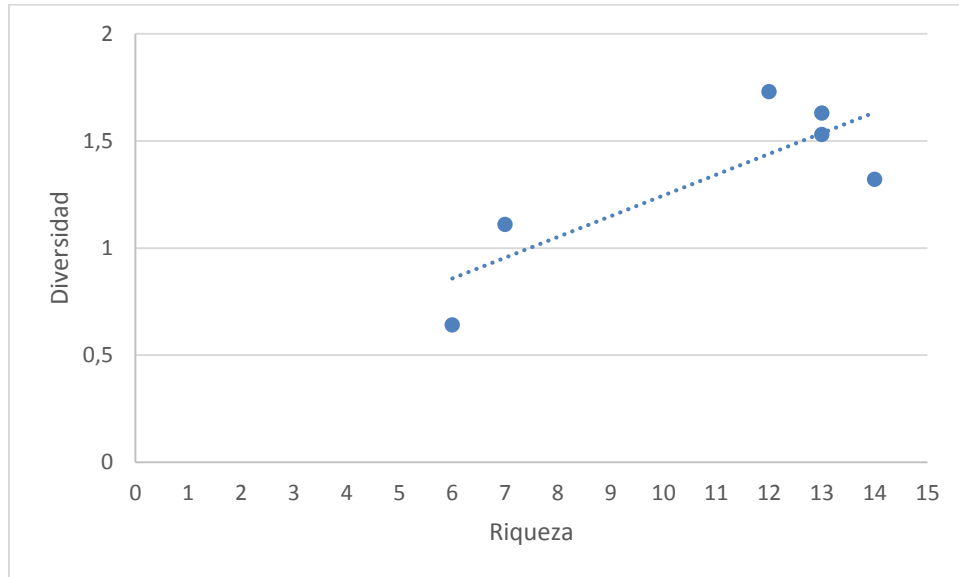


Figura 3: Correlación entre riqueza y diversidad

Fuente: Autora

4.2. Índice de Pureza Atmosférica

Después de analizar la frecuencia liquénica en cada árbol muestreado y posteriormente en cada zona correspondiente, se sugiere que el Parque Miraflores presenta el mayor Índice de Pureza Atmosférica (IPA) seguida de Parque de La Madre, sector Gapal, sector Monay, Parque Iberia y Parque Granadinos. En la Tabla 4 se resume los valores del IPA para cada punto.

Tabla 4: Índice de Pureza Atmosférica para cada punto de monitoreo

Sitios de monitoreo	IPA
Sector Gapal	32.6
Parque Granadinos	16.2



Parque Iberia	22.6
Parque Madre	35.6
Parque Miraflores	39.2
Sector Monay	29

Fuente: Autora

4.2.1. Valores promedio y distribución estándar del IPA en las zonas de estudio

La distribución del IPA entre los individuos de un mismo punto de monitoreo es amplia para todos los parques, a excepción del parque Iberia, como se observa en el diagrama de caja de la Figura 4. Tras analizar los resultados del test Shapiro-Wilk, se pudo determinar que todos los parques presentan una distribución no normal ($\alpha < 0.05$).

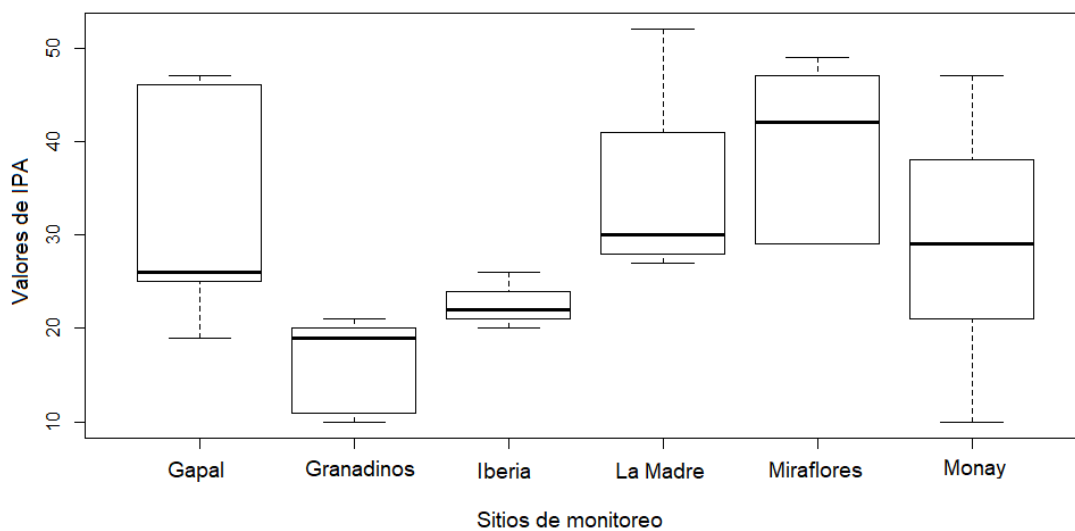


Figura 4: Diagrama de cajas y bigotes de la distribución del IPA en los parques

*Fuente: Autora*

Los resultados de los índices de cada parque (media), al igual que los valores de distribución de las frecuencias en los individuos, se indican en la Tabla 5.

Tabla 5: Frecuencias en los forofitos y valores del IPA en cada punto de monitoreo

	Gapal	Granadinos	Iberia	Madre	Miraflores	Monay
Mínimo	19	10	20	27	29	10
1er Cuartil	25	11	21	28	29	21
Mediana	26	19	22	30	42	29
Media (IPA)	32.6	16.2	22.6	35.6	39.2	29
3er Cuartil	46	20	24	41	47	38
Máximo	47	21	26	52	49	47

Fuente: Autora

Se determinó que existieron diferencias entre los valores de IPA de cada forofito en los parques tras obtener un nivel de significancia igual a 0.01; en la Tabla 6 se describen las variables relacionadas y los resultados estadísticos de la prueba de Friedman.

Tabla 6: Variables de entrada y respuesta y resultados de prueba de Friedman

	Parque Iberia	Parque de Madre	Sector La Gapal	Sector Monay	Parque Miraflores	Parque Granadinos
Forofito	20	41	47	47	29	21
1						



Forofito	21	52	19	10	47	10
2						
Forofito	24	28	25	29	42	19
3						
Forofito	22	27	26	38	29	11
4						
Forofito	26	30	46	21	49	20
5						
Chi-cuadrado		Grados de libertad		Nivel de significancia		
13.75		5		0.01		

Fuente: Autora

4.2.2. Correlación entre IPA, promedio de DAP y ubicación de malla de relevamiento en los forofitos

Tras analizar el coeficiente de correlación de Pearson entre el IPA y el DAP ($R=0.21$) (Figura 5) se obtuvo una relación baja; en la relación entre el IPA y la ubicación de la malla de relevamiento en cada árbol muestreado, se obtuvo una relación negativa baja ($R=-0.34$) (Figura 6) (Tabla 7). En la Tabla 8 se expresa las variables utilizadas en las correlaciones.

Tabla 7: Resultados de la correlación entre IPA y DAP y orientación de la malla

	IPA - DAP	IPA - orientación de la malla
R	0.21	-0.34

Fuente: Autora

*Tabla 8: Variables utilizadas en las correlaciones*

Zona de muestreo	IPA forofito	DAP	Orientación
Parque Iberia	20	122	Sur
	21	98	Sur
	24	78	Sudeste
	22	79	Este
	26	113	Oeste
Parque de La Madre	41	173	Norte
	52	99	Sur
	28	216	Este
	27	168	Sudoeste
	30	155	Norte
Sector Gapal	47	98	Sudeste
	19	89	Sudeste
	25	126	Norte
	26	158	Sudeste
	46	94	Este
Sector Monay	47	145	Este
	10	161	Sur
	29	113	Sur
	38	169	Sudeste
	21	96	Norte
Parque Miraflores	29	144	Sur



	47	153	Este
	42	169	Sur
	29	209	Noreste
	49	210	Sur
Parque Granadinos	21	134	Oeste
	10	82	Oeste
	19	149	Oeste
	11	144	Oeste
	20	143	Oeste

Fuente: Autora

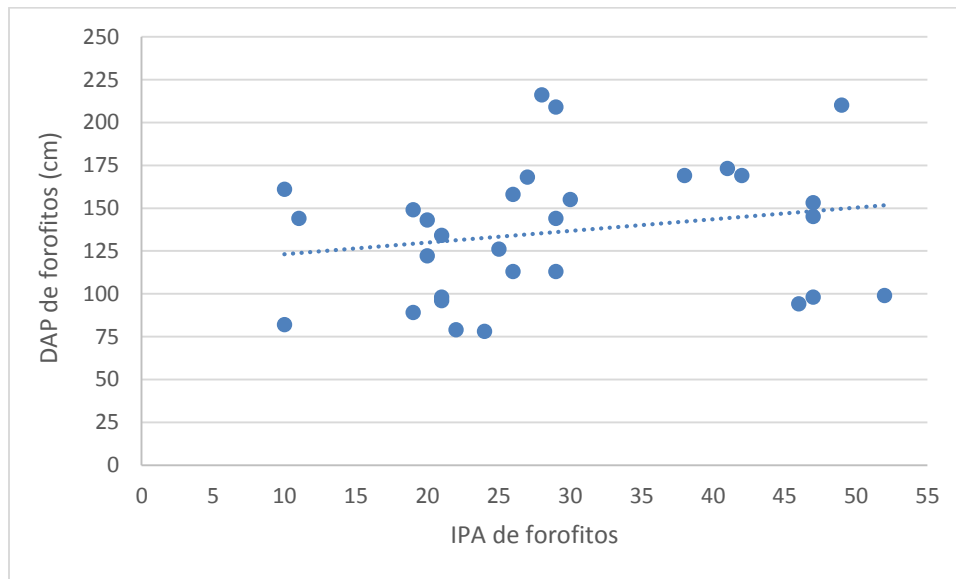


Figura 5: Correlación entre IPA y DAP

Fuente: Autora

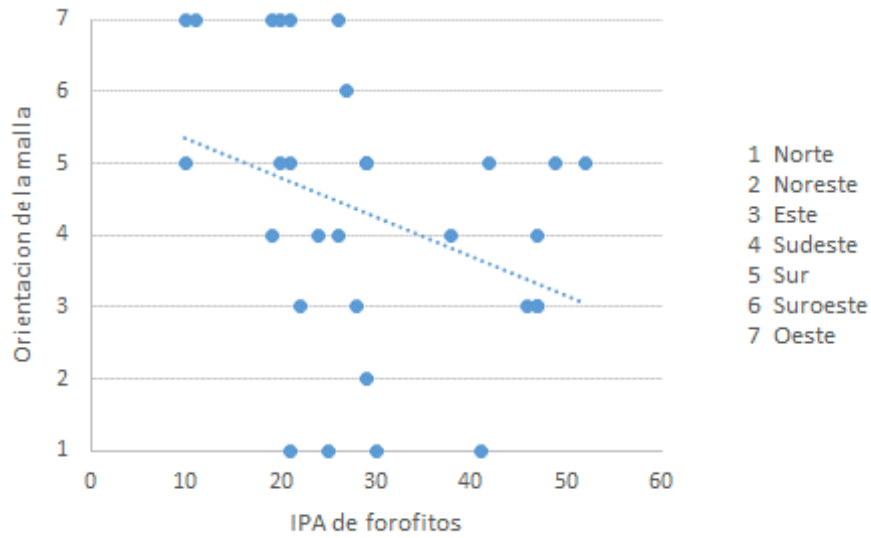


Figura 6: Correlación entre IPA y ubicación de la malla de relevamiento

Fuente: Autora

Tras analizar los resultados del test Shapiro-Wilk, se pudo determinar que en todos los parques se presenta una distribución normal ($\alpha = 0.14$) con respecto al DAP; en el análisis de ANOVA resultó que no existieron diferencias significativas del DAP entre los parques (Tabla 9).

Tabla 9: Resultados ANOVA para DAP y ubicación de parques

	gl	Suma de cuadrados	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	1	3785	3785	2.59	0.11
Intra-grupos	28	40892	1460		

Fuente: Autora

Los resultados del test Shapiro-Wilk ($\alpha = 0.02$) indican que se presenta una distribución no normal con respecto a la orientación de la malla de relevamiento en los forofitos. Se determinó que existieron diferencias entre la orientación de la malla



de relevamiento en cada forofito entre los parques tras obtener un nivel de significancia igual a 0.03; en la Tabla 10 se describen las variables relacionadas y los resultados estadísticos de la prueba de Friedman.

Tabla 10: Variables relacionadas y resultados estadísticos de la prueba de Friedman

	Parque Iberia	Parque de La Madre	Sector Gapal	Sector Monay	Parque Miraflores	Parque Granadinos
Forofito 1	Sur	Norte	Sudeste	Este	Sur	Oeste
Forofito 2	Sur	Sur	Sudeste	Sur	Este	Oeste
Forofito 3	Sudeste	Este	Norte	Sur	Sur	Oeste
Forofito 4	Este	Sudoeste	Sudeste	Sudeste	Noreste	Oeste
Forofito 5	Oeste	Norte	Este	Norte	Sur	Oeste
Chi-cuadrado	Grados de libertad		Nivel de significancia			
11.89	5		0.03			

Fuente: Autora

4.3. Análisis espacial de líquenes

En la Figura 7 se presenta el mapa de los datos extrapolados del IPA para el área urbana de la ciudad de Cuenca, en donde, cada punto de monitoreo y área circundante tiene un valor específico; el valor más alto de IPA se encuentra en el Parque Miraflores mientras que el menor se halla en el Parque Granadinos. En este caso se tiene un error estándar de 3.31, según el método aplicado.

Valores de IPA en la zona urbana de Cuenca

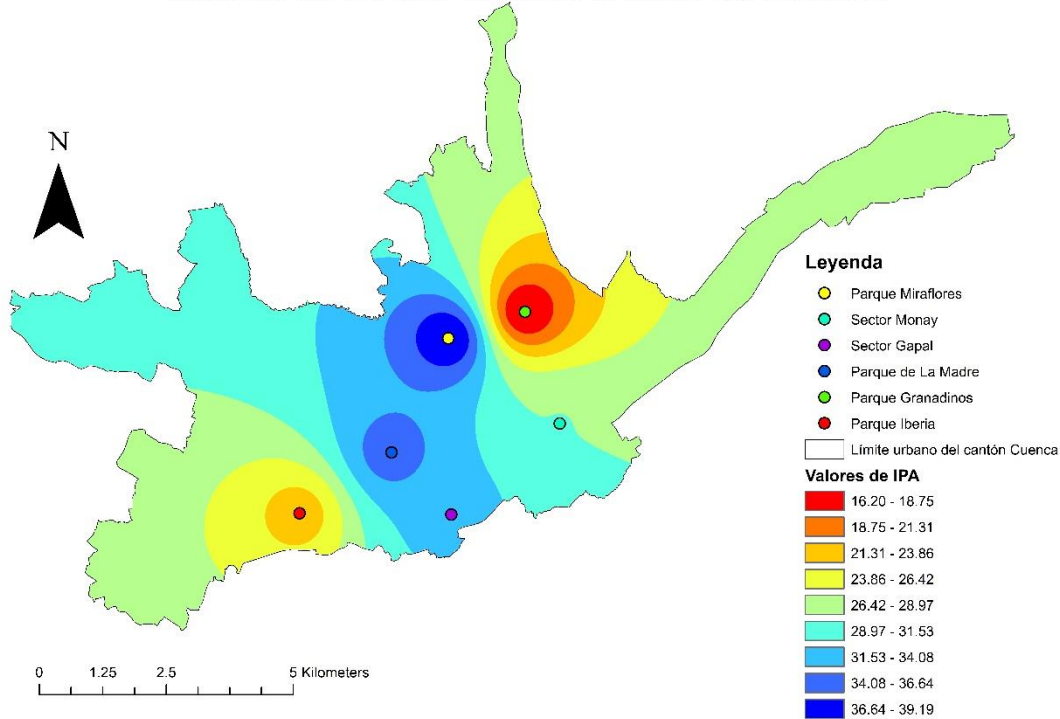


Figura 7: Extrapolación de valores del IPA para la zona urbana de la ciudad de Cuenca

Fuente: Autora

4.3.1. Concentración de contaminantes atmosféricos en las zonas de estudio y relación con valores de IPA

El Parque Granadinos tiene la mayor concentración de SO_2 ($13.67 \mu\text{g}/\text{m}^3$), mientras que el Sector Monay la menor presencia ($10.01 \mu\text{g}/\text{m}^3$). En cuanto al NO_2 los valores máximos y mínimos fueron encontrados en el Parque de La Madre ($29.57 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y Sector Gapal ($18.63 \mu\text{g}/\text{m}^3$). En cuanto a las PS, el Parque de La Madre resultó tener la mayor concentración ($0.52 \text{ mg}/\text{cm}^2$) y el Sector Gapal el menor valor ($0.25 \text{ mg}/\text{cm}^2$). El error estándar de la extrapolación resultó para el SO_2 en 1.03, NO_2



3.51 y para las PS 0.05. Todos estos datos se resumen en la Tabla 11 de igual manera con los valores del IPA para cada zona de monitoreo.

Tabla 11: Concentraciones y error estándar (sd) de contaminantes, valor de IPA en cada punto de monitoreo

Sitios de monitoreo	IPA	SO₂ (µg/m³)	NO₂ (µg/m³)	PS (mg/cm²)
Sector Gapal	32.6	10.455	18.6363	0.2599
Parque Granadinos	16.2	13.6704	19.9991	0.3
Parque Iberia	22.6	10.2099	19.4241	0.2802
Parque de La Madre	35.6	11.2658	29.5745	0.5281
Parque Miraflores	39.2	11.0025	21.3962	0.303
Sector Monay	29	10.0109	18.8381	0.3064
	sd	1.03	3.51	0.05

Fuente: Autora

La correlación de Pearson del IPA para el SO₂ e IPA (R=-0.51) (Figura 8) resultó ser negativa moderada; el NO₂ tuvo una correlación positiva baja (R=0.42) (Figura 9) con relación al IPA, de la misma forma las PS con el IPA (R=0.35) (Figura 10). Estos datos se expresan en la Tabla 12.

Tabla 12: Correlación entre IPA y contaminantes

	IPA - SO₂	IPA - NO₂	IPA - PS
R	-0.51	0.42	0.35

Fuente: Autora

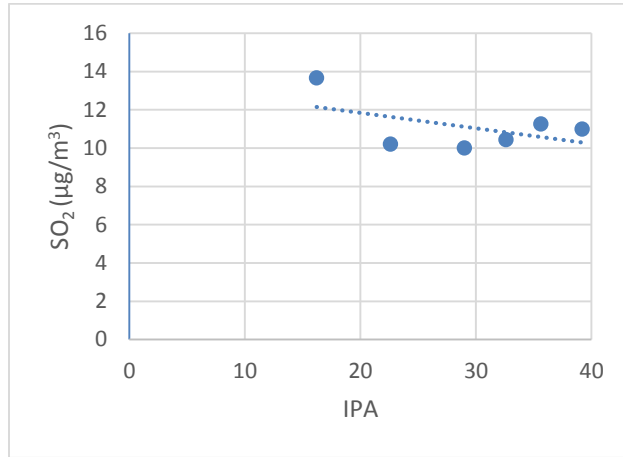


Figura 8: Correlación entre IPA y SO₂

Fuente: Autora

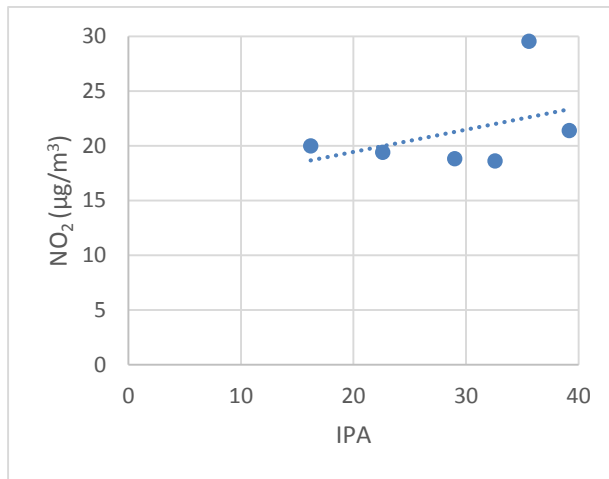


Figura 9: Correlación entre IPA y NO₂

Fuente: Autora

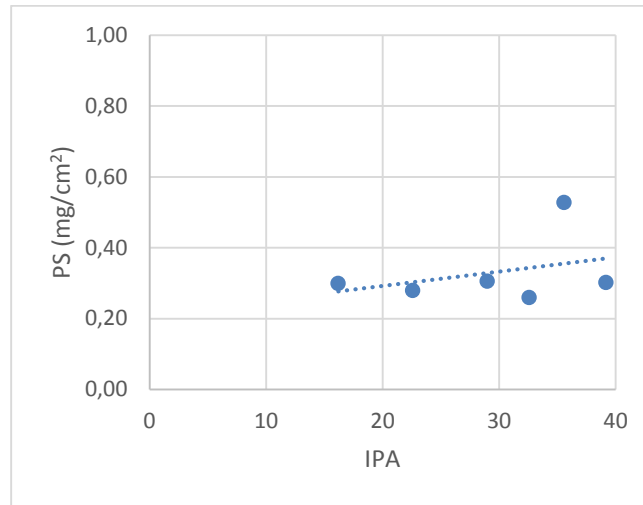


Figura 10: Correlación entre IPA y PS

Fuente: Autora

Tras analizar los resultados del test Shapiro-Wilk, se pudo determinar que en todos los parques se presenta una distribución normal del SO₂ ($\alpha = 0.06$); en el análisis de ANOVA resultó que existieron diferencias significativas del SO₂ entre los parques (Tabla 13).

Tabla 13: Resultados ANOVA SO₂ y parques

	gl	Suma de cuadrados	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	1	6	6.004	4.29	0.04
Intra-grupos	28	39.19	1.400		

Fuente: Autora

En el caso del NO₂, los resultados del test Shapiro-Wilk indicaron una distribución no normal del contaminante en los parques ($\alpha = 0.006$); en el análisis de Friedman resultó que existieron diferencias significativas del NO₂ entre los parques (Tabla 14).

*Tabla 14: Resultados método Friedman para NO₂ y parques*

Chi-cuadrado	df	Sig.
25	5	0.0001

Fuente: Autora

Al analizar los resultados del test Shapiro-Wilk indicaron una distribución no normal de PS en los parques ($\alpha = 8.97e^{-8}$); en el análisis de Friedman resultó que existieron diferencias significativas del PS entre los parques (Tabla 15).

Tabla 15: Resultados método Friedman para PS y parques

Chi-cuadrado	df	Sig.
25	5	0.0001

Fuente: Autora

4.3.2. Número de líneas de transporte público, uso de suelo y relación con valores del IPA para las diferentes zonas de estudio

Se registró un valor máximo de 182 números de líneas de buses que circulan alrededor del Parque de La Madre, mientras que en el Sector Gapal se encuentra el menor número (42). Con respecto al uso de suelo, es residencial a excepción del Parque de La Madre (uso de suelo destinado a comercio, servicios generales y vivienda); estos datos se reflejan en la Tabla 16 conjuntamente con los valores del IPA para cada zona de muestreo.

Tabla 16: IPA, número de líneas de transporte público y uso de suelo en cada punto de monitoreo

IPA	# líneas	Uso de suelo
------------	-----------------	---------------------



Sector Gapal	32.6	42	Residencial
Parque Granadinos	16.2	46	Residencial
Parque Iberia	22.6	47	Residencial
Parque de La Madre	35.6	182	Comercio, servicios generales y vivienda
Parque Miraflores	39.2	91	Residencial
Sector Monay	29	46	Residencial

Fuente: Autora

El número de líneas de transporte público tiene una correlación ($R=0.55$) (Figura 11) moderada con respecto al IPA. De igual manera el uso de suelo ($R=0.37$) con los valores de IPA resultaron en una relación baja (Figura 12). Los resultados de la correlación de Pearson están expresados en la Tabla 17.

Tabla 17: Resultados de la correlación entre IPA y número de líneas de transporte público y uso de suelo

	IPA - Líneas de transporte público	IPA - uso de suelo
R	0.55	0.37

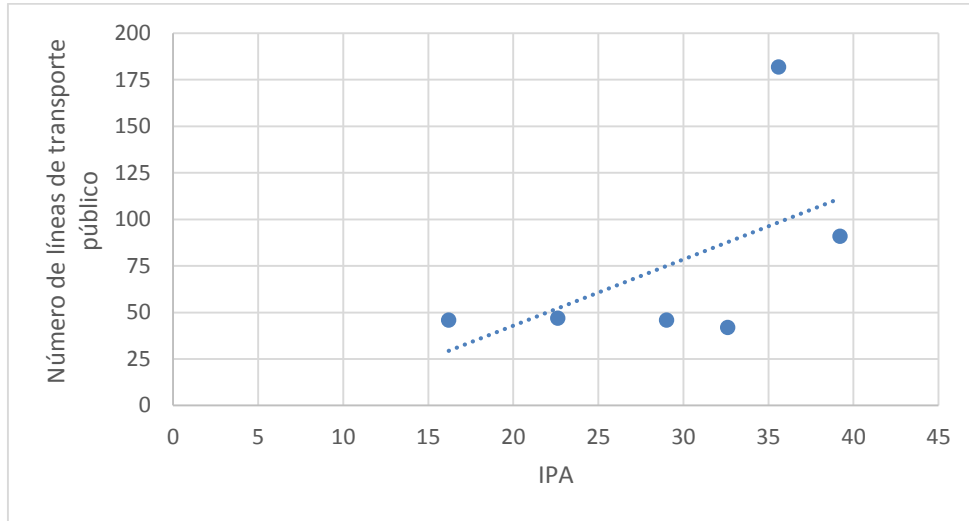


Figura 11: Correlación entre IPA y número de líneas de transporte público

Fuente: Autora

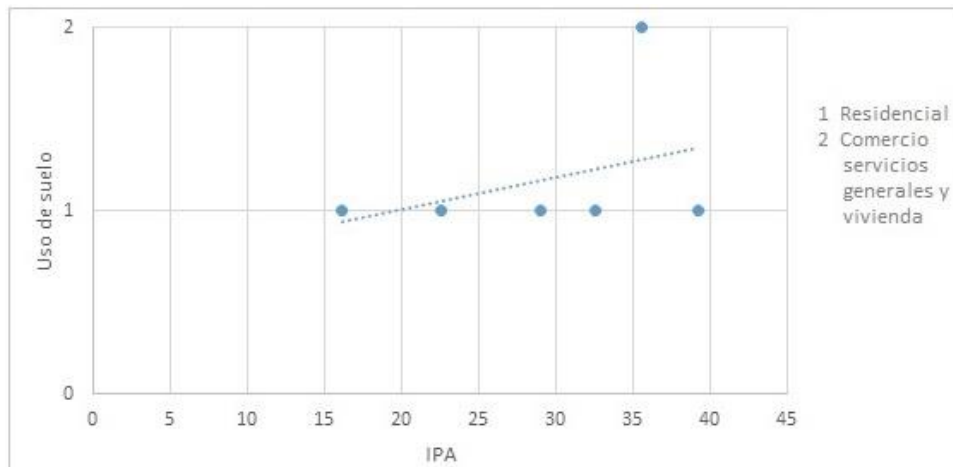


Figura 12: Correlación entre IPA y uso de suelo

Fuente: Autora

Al analizar los resultados del test Shapiro-Wilk indicaron una distribución no normal del número de líneas de transporte público en los parques ($\alpha = 2.09e^{-79}$); en el análisis de Friedman resultó que existieron diferencias significativas del número de líneas de transporte público en los parques (Tabla 18).



Tabla 18: Resultados de Friedman para líneas de transporte público y parques

Chi-cuadrado	df	Sig.
25	5	0.0001

Fuente: Autora

Al analizar los resultados del test Shapiro-Wilk indicaron una distribución no normal del uso de suelo en los parques ($\alpha = 1.732e^{-9}$); en el análisis de Friedman resultó que existieron diferencias significativas del uso de suelo entre los parques (Tabla 19).

Tabla 19: Resultados de Friedman para uso de suelo y parques

Chi-cuadrado	df	Sig.
25	5	0.0001

Fuente: Autora

4.4. Especies sensibles y tolerantes a la contaminación

Tras aplicar el algoritmo de agrupamiento para el contaminante SO₂ se detectó la presencia de las especies *Candelaria sp.*, *Parmotrema sp.1*, *Parmotrema sp.2*, *Parmotrema sp.3*, *Parmotrema sp.4*, *Parmotrema sp.5*, *Parmotrema sp.6*, *Physcia sp.1*, *Physcia sp. 3*, *Physcia sp. 4*, *Punctelia borreri*, y *Punctelia reddenda*, en los dos grupos (sensibles y tolerantes), la especies catalogadas en los dos grupos se presentan en la Tabla 20.

Tabla 20: Especies sensibles y tolerantes al SO₂ presentes en la zona urbana de la ciudad de Cuenca

Sensibles	Tolerantes
-----------	------------



<i>Candelaria sp.</i>	<i>Candelaria sp.</i>
<i>Parmotrema sp.1</i>	<i>Parmotrema sp.1</i>
<i>Parmotrema sp.2</i>	<i>Parmotrema sp.2</i>
<i>Parmotrema sp.3</i>	<i>Parmotrema sp.3</i>
<i>Parmotrema sp.4</i>	<i>Parmotrema sp.4</i>
<i>Parmotrema sp.5</i>	<i>Parmotrema sp.5</i>
<i>Parmotrema sp.6</i>	<i>Parmotrema sp.6</i>
<i>Phycia sp. 1</i>	<i>Phycia sp. 1</i>
<i>Phycia sp. 2</i>	<i>Phycia sp. 3</i>
<i>Phycia sp. 3</i>	<i>Phycia sp. 4</i>
<i>Phycia sp. 4</i>	<i>Punctelia borreri</i>
<i>Punctelia borreri</i>	<i>Punctelia reddenda</i>
<i>Punctelia reddenda</i>	<i>Punctelia sp.1</i>
<i>Punctelia sp.3</i>	<i>Punctelia sp.2</i>
<i>Teloschistes sp.1</i>	
<i>Teloschistes sp.2</i>	
<i>Usnea sp.</i>	

Fuente: Autora

En cuanto a los contaminantes NO₂ y PS, los resultados del algoritmo de agrupamiento indicaron que las mismas especies resultan ser tolerantes y sensibles a ambos contaminantes; la especie *Phycia sp. 1* y *Punctelia borreri* están presentes en los dos grupos.



Tabla 21: Especies sensibles y tolerantes al NO₂ y PS presentes en la zona urbana de la ciudad de Cuenca

Sensibles	Tolerantes
<i>Candelaria sp.</i>	<i>Phycia sp. 1</i>
<i>Parmotrema sp.1</i>	<i>Phycia sp. 2</i>
<i>Parmotrema sp.2</i>	<i>Phycia sp. 3</i>
<i>Parmotrema sp.3</i>	<i>Phycia sp. 4</i>
<i>Parmotrema sp.4</i>	<i>Punctelia borreri</i>
<i>Parmotrema sp.5</i>	
<i>Parmotrema sp.6</i>	
<i>Phycia sp. 1</i>	
<i>Punctelia borreri</i>	
<i>Punctelia reddenda</i>	
<i>Punctelia sp.1</i>	
<i>Punctelia sp.2</i>	
<i>Punctelia sp.3</i>	
<i>Teloschistes sp.1</i>	
<i>Teloschistes sp.2</i>	
<i>Usnea sp.</i>	

5. DISCUSIÓN

Se registró una riqueza total de 19 especies de líquenes, de los cuales dos tipos se identificaron específicamente, debido a la naturaleza de la investigación y al no tratarse de una especialidad que estudia la vida y los seres vivos, se creyó



pertinente identificar únicamente el taxón más alto de cada líquen encontrado. En un estudio similar realizado en la ciudad de Loja (Ecuador) durante el año 2013 se reconoció un total de 21 especies monitoreadas en 7 parques (Ochoa et al., 2015), valores que resultan similares a los de la investigación presente, mientras que en la ciudad de Quito (Ecuador) en el año 2013, se detectaron 42 especies líquénicas al aumentar las estaciones de muestreo a 17 (Segura, 2013).

La relación entre la riqueza y diversidad es alta, y sabiendo que el IPA claramente está influenciado por la diversidad (Anze et al., 2007) en cada punto de monitoreo, sugerimos que menores valores de IPA están representados por lugares con bajos niveles de diversidad y riqueza como lo es el Parque Granadinos. El Parque Miraflores cuenta con el mayor valor de IPA y el segundo al hablar de riqueza y diversidad; la correlación alta que se indicó en un principio se asemeja a un estudio realizado en Argentina que encaja con los resultados de la presente investigación (Lijteroff et al., 2009).

Las diferencias entre ciertas medianas son estadísticamente significativas por lo que existe una distribución no normal de los valores del IPA en los parques. Existe una relación lineal baja entre el diámetro a la altura del pecho de los forofitos y el valor del IPA; en Colombia un estudio afirma que no existe una relación significativa entre el DAP y el IPA (Figueroa & Méndez, 2015). No existen diferencias significativas con respecto al DAP en los parques.

Al relacionar la ubicación de la malla sobre el tronco, lo que se buscaba era encontrar la orientación, con respecto al norte geográfico, con mayor presencia líquénica; con base en estudios previos, la mayor diversidad líquénica está presente en espacios con menor insolación (Santoni & Lijteroff, 2006); los resultados del



trabajo sugieren que existe una correlación negativa baja (entre IPA y ubicación de la malla) por lo que se recomienda que las condiciones topográficas específicas de cada punto de monitoreo también influyen en la distribución de las especies y no precisamente la contaminación ambiental, como se planteó en el presente trabajo. Cabe subrayar que según los datos de la red de monitoreo de la ciudad, los valores de las concentraciones de los contaminantes estudiados en este proyecto, permanecen bajo los límites que establece la Norma de Calidad del Aire Ambiente de la ciudad (NCAA) y la Organización Mundial de la Salud (OMS) (EMOV EP, 2018), por lo que se sugiere que no existe contaminación como tal dentro del límite urbano de la ciudad porque las concentraciones de los contaminantes no suponen un perjuicio a los seres vivos. Existen diferencias significativas entre los valores del IPA en cada zona de monitoreo, por lo que se piensa que hay zonas en donde la concentración de contaminantes será mayor que en otras, dentro del rango que las normativas ambientales lo permiten.

Los valores resultantes del IPA pueden sugerir una estimación de la calidad del aire circundante a cada punto, mientras mayor es el valor del índice mejor es la condición aérea. Tras analizar las correlaciones y los datos en cada punto, se sugiere una incongruencia en la relación IPA concentraciones de contaminantes; existen sitios en donde los datos de polución son elevados y el valor de IPA también lo es. Haluwyn & Herk (2002) afirman que la luz, temperatura, humedad, pH, eutrofización y contaminantes atmosféricos son las características del medio que más influyen en los líquenes; los primeros factores no fueron tomados en cuenta en el presente estudio por lo que se piensa que son covariables influyentes en los resultados. Debido a que las especies líquénicas presentan una sensibilidad en particular,



también cambian su composición dependiendo del microclima que afecta al sustrato y consecuentemente la aparición y/o desaparición de especies liquénicas (Barreno & Pérez, 2003). En este aspecto, se debe tomar en cuenta que las concentraciones de contaminantes se obtuvo mediante extrapolación, los valores que datan en cada punto de monitoreo no son exactos, por lo que presentan un error estándar.

El tráfico vehicular que circula alrededor de cada parque influye en la calidad del aire del mismo (Jerves & Armijos, 2016); la relación entre el número de líneas de buses e IPA es moderada. Tras analizar los datos, en el Parque de La Madre y Miraflores existe un desconcierto con los valores porque se tiene la mayor presencia de transporte público pese a contar con un IPA alto, pero existen otros parámetros que influyen en la inmisión de contaminantes como son la presencia vegetal, la medida de las calles o avenidas, altura de las viviendas alrededor, velocidad del viento, entre otros,; por lo tanto se sugiere que esta relación en los puntos antes mencionados resultan de la carencia de datos. El uso de suelo es residencial y de comercio por lo que no existe, en los puntos de monitoreo, la presencia de industrias que es una de las principales fuentes puntuales de contaminación (Jerves & Armijos, 2016).

Las especies sensibles y tolerantes para cada uno de los contaminantes estudiados, son específicas de cada lugar de monitoreo debido a que las concentraciones dependen de parámetros propios de cada lugar, el declive en la calidad del aire involucra decrecimiento hasta la ausencia total de especies sensibles. Según Canseco et al., 2006, la presencia de especies tolerantes en lugares sin contaminación se debe a factores climáticos que benefician el crecimiento de las mismas.



6. CONCLUSIONES

Se escogieron 6 estaciones de monitoreo en toda la ciudad de Cuenca; estas zonas tienen en común la presencia de la especie arbórea *Fraxinus excelsior L.* que, con dificultad, se eligió 5 individuos en cada estación que cumplieran con los requisitos necesarios para aplicar la metodología. Debido a la homogeneización del forofito, la comparación de los valores del IPA en las seis zonas de muestreo son fiables. Se registró un total de 19 especies, 6 géneros y 4 familias, las mismas que fueron clasificadas en sensibles y tolerantes al SO₂, NO₂ y PS; existen ciertas especies que se hallaron en ambos grupos.

En el presente estudio los líquenes, como bioindicadores ambientales, no demostraron su efectividad debido a ciertas incongruencias en valores al relacionarlos con las concentraciones de contaminantes ambientales, se sugiere que se debe a la ausencia de datos como microclima, ancho de las vías, altura de edificaciones, velocidad del viento y cobertura vegetal en cada punto de monitoreo. Con relación al sustrato, la homogeneización del mismo, evitó la influencia de sus características en la distribución liquénica.

La ausencia de datos in situ de concentraciones de contaminantes, también influyó en la aplicabilidad de los líquenes como bioindicadores, debido a la presencia del error estándar como resultado de la extrapolación; un factor importante también lo es la ausencia de contaminación del aire en la ciudad, las concentraciones de la polución se encuentran bajo el límite máximo permisible por lo que en general la ciudad no tiene contaminación.

La cartografía de líquenes representa un método útil, para monitorear la calidad del aire a largo plazo; se debe tener en cuenta variables extras a las registradas en el



presente estudio que engloben todos los eventos que afectan a la distribución liquénica.

7. RECOMENDACIONES Y LIMITACIONES

Es necesario que la ciudad de Cuenca cuente con un catastro de especies arbóreas en parques y áreas verdes, debido a que esta información es importante al momento de desarrollar investigaciones que tengan relación con especies vegetales.

Para futuros estudios que puedan nacer a partir del presente, se recomienda realizar un conteo vehicular exhaustivo, ampliar las zonas de muestreo y estudiar los parámetros mencionados en la discusión y conclusiones. Al momento de escoger el forofito se aconseja seleccionar especies nativas con el objetivo de que, a largo plazo, se pueda aplicar proyectos de reforestación, sabiendo que estas especies son importantes al momento de actuar como sumideros de contaminantes.

Resulta indispensable la ampliación de la red de monitoreo de la ciudad, no sólo para la detección de contaminantes, también es vital dentro de la investigación contar con datos continuos de concentraciones en un rango más amplio de superficie.



BIBLIOGRAFÍA

- Anze, R., Franken, M., Zaballa, M., Renee, P. M., & Zeballos, G. (2007).
Bioindicadores en la detección de la contaminación atmosférica en Bolivia.
Revista Virtual REDESMA, 53-74. <https://doi.org/10.1039/P29830001317>
- Azevedo Martins, S. M., Käffer, M. I., & Lemos, A. (2008). Líquens como
bioindicadores da qualidade do ar numa área de termoelétrica, Rio Grande do
Sul, Brasil. *Hoehnea*, 35(2), 425-433.
- Barreno, E., & Pérez, S. (2003). *Líquenes de la Reserva Natural Integral de
Muniellos, Asturias*. Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio
e Infraestructuras del Principado de Asturias.
- Barry, R. G. (2009). *Atmosphere, Weather and Climate*. Routledge.
<https://doi.org/10.4324/9780203871027>
- Bermeo, H. (2013). Análisis de Vulnerabilidad del Cantón Cuenca.
- Bungartz, F., Yáñez, A., Nugra, F., & Ziemmeck, F. (2017). *Guía rápida de
líquenes de las Islas Galápagos*.
- Calvelo, S., Baccalá, N., & Liberatore, S. (2009). Lichens as Bioindicators of Air
Quality in Distant Areas in Patagonia (Argentina). *Environmental Bioindicators*,
4(2), 123-135. <https://doi.org/10.1080/15555270902963459>
- Calvo, E., & Sanz, M. J. (2000). Líquenes como bioindicadores de la calidad
ambiental en el Parque Natural de la Font Roja (Alicante, España). *Ecología*.
- Canseco, A., Anze, R., & Franken, M. (2006). Comunidades de líquenes :



indicadores de la calidad del aire en la ciudad de La Paz , Bolivia. *Acta Nova*, 3, 286-307.

Charles Darwin Foundation. (2010). Recuperado 20 de septiembre de 2019, de <https://www.darwinfoundation.org/en/>

Conti, M. E., & Cecchetti, G. (2001). Biological monitoring : lichens as bioindicators of air pollution assessment Ð a review, 114.

Cordero, F. (2002). *Reforma, actualización, complementación y codificación de la ordenanza que sanciona el Plan de Ordenamiento Territorial del cantón Cuenca*. Cuenca: Editorial Municipalidad de Cuenca.

Dunscomb, J. K., Tear, T. H., Driscoll, C. T., Weathers, K. C., Lovett, G. M., Findlay, S. E. G., ... Evers, D. C. (2009). Effects of Air Pollution on Ecosystems and Biological Diversity in the Eastern United States. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162(1), 99-135.
<https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2009.04153.x>

EMOV EP. Informe de calidad de aire Cuenca 2018 (2018).

EPA. (2015). Criteria Air Pollutants. *America's Children and the Environment*, (October), 1-22.

Fabius LeBlanc, S. c. (1968). Possibilities and Methods for Mapping Air Pollution on the Basis of Lichen Sensitivity.

Figuroa, V., & Méndez, A. (2015). *Evaluación de la calidad del aire en 8 zonas de la ciudad de Bogotá utilizando los líquenes como bioindicadores*.



Gonzales, N., Luján, M., Navarro, G., & Flores, R. (2016). Aplicabilidad de líquenes bioindicadores como herramienta de monitoreo de la calidad del aire en la ciudad de Cochabamba. *Acta Nova*, 7(4), 455-482.

Hale, M. E. (1979). *How to know the lichens*. W. C. Brown Co.

Haluwyn, C., & Herk, C. M. (2002). Bioindication: The Community Approach. En *Monitoring with Lichens — Monitoring Lichens* (pp. 39-64). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-010-0423-7_5

Hawksworth, D. L., Iturriaga, T., & Crespo, A. (2005). Líquenes como bioindicadores inmediatos de contaminación y cambios medio-ambientales en los trópicos. *Rev Iberoam Micol*, 22, 71-82.

Health Effects Institute. (2018). *ESTATE OF GLOBAL AIR A SPECIAL REPORT ON GLOBAL EXPOSURE TO AIR POLLUTION AND ITS DISEASE BURDEN*.

Holt, E. A., & Miller, S. W. (2010). Bioindicators: Using Organisms to Measure Environmental Impacts.

Jacob, D. J., & Winner, D. A. (2009). Effect of climate change on air quality. *Atmospheric Environment*, 43(1), 51-63. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.051>

Jaramillo, M., & Botero, L. (2010). Comunidades liquénicas como bioindicadores de calidad del aire Lichen communities as bioindicators of the Aburrá Valley air quality. *Revista Gestión y Ambiente*.

Jerves, R., & Armijos, F. (2016). Análisis y revisión de la red de monitoreo de



calidad del aire de la ciudad de Cuenca - Ecuador. *La Granja*, 23(1), 25-34.

<https://doi.org/10.17163/lgr.n23.2016.03>

Karner, A. A., Eisinger, D. S., & Niemeier, D. A. (2010). Near-roadway air quality: Synthesizing the findings from real-world data. *Environmental Science and Technology*, 44(14), 5334-5344. <https://doi.org/10.1021/es100008x>

Kricke, R., & Loppi, S. (2002). *Bioindication: The I.A.P Approach*. (P. L. Nimis, C. Scheidegger, & P. A. Wolseley, Eds.). Dordrecht: Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-010-0423-7>

Krog, H. (1982). Punctelia, a new lichen genus in the Parmeliaceae. *Nordic Journal of Botany*, 2(3), 287-292. <https://doi.org/10.1111/j.1756-1051.1982.tb01191.x>

Lijteroff, R., Lima, L., & Prieri, B. (2009). Uso de líquenes como bioindicadores de contaminación atmosférica en la ciudad de San Luis, Argentina. *Revista internacional de Contaminación Ambiental*, 25(2), 111-120.

Maji, K. J., Dikshit, A. K., Deshpande, A., & Speldewinde, P. C. (2016). Human health risk assessment due to air pollution in ten urban cities in Maharashtra, India. *Cogent Environmental Science*, 0. <https://doi.org/10.1080/23311843.2016.1193110>

Méndez, V., & Monge, J. (2011). El Uso De Líquenes Como Biomonitores Para Evaluar El Estado De La Contaminación Atmosférica a Nivel Mundial. *Biocenosis @BULLET*, 25, 1-2.

Minga, D. (2017). *Árboles y arbustos de los ríos de Cuenca Azuay-Ecuador*.



Minga, D., Verdugo, A., Nugra, F., & Clavijo, X. (2010). *Guía de plantas y líquenes de la Refinería del Pacífico*.

Moreno, C. *Métodos para medir la biodiversidad* (2001).

Nali, C., Balducci, E., Frati, L., Paoli, L., Loppi, S., & Lorenzini, G. (2007).

Integrated biomonitoring of air quality with plants and lichens: A case study on ambient ozone from central Italy. *Chemosphere*, 67(11), 2169-2176.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.12.036>

Nimis, P. L. (1992). *I licheni come bioindicatori di inquinamento atmosferico*

nell'area di Schio - Thiene - Breganze (Vi). Dipartimento di Biologia, Univ.

Ochoa, D., Cueva, A., Prieto, M., Aragón, G., & Benitez, Á. (2015). Cambios en la composición de líquenes epífitos relacionados con la calidad del aire en la ciudad de Loja (Ecuador), 37(2), 333-343.

<https://doi.org/http://dx.doi.org/10.15446/caldasia.v37n2.53867>

OMS. (2017). OMS | Las 10 principales causas de defunción.

Parmar, T. K., Rawtani, D., & Agrawal, Y. K. (2016). Bioindicators: the natural

indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science*, 9(2), 110-118.

<https://doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753>

Pla, L. (2006). Biodiversidad :inferencia basada en el índice de shannon y la

riquez. *Interciencia*, 31, 583-590. [https://doi.org/10.4067/S0718-](https://doi.org/10.4067/S0718-34292006000300002)

[34292006000300002](https://doi.org/10.4067/S0718-34292006000300002)

Quispe, K., Ñique, M., & Chuquilin, E. (2018). LÍQUENES COMO



BIOINDICADORES DE LA CALIDAD DEL AIRE EN LA CIUDAD DE TINGO MARÍA, PERU. *RevIA*, 3(2).

Santoni, C., & Lijteroff, R. (2006). EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE MEDIANTE EL USO DE BIOINDICADORES EN LA PROVINCIA DE SAN LUIS, ARGENTINA. *Revista internacional de Contaminación Ambiental*, 22(1), 49-58.

Schelotto, G., Rodriguez, J. M., Estrabou, C., Filippini, E., & Soria, J. P. (2011). Air quality monitoring system using lichens as bioindicators in Central Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment*, 182(1-4), 375-383.
<https://doi.org/10.1007/s10661-011-1882-4>

Segura, S. (2013). *CARACTERIZACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA EN SEIS PARQUES RECREACIONALES DEL DISTRITO METROPOLITANO DE QUITO MEDIANTE EL USO DE BIOINDICADORES*. UNIVERSIDAD CENTRAL DEL ECUADOR.

U.S. Environmental Protection Agency. (2009). Terms of Environment: glossary, abbreviations and acronyms.
[https://iaspub.epa.gov/sor_internet/registry/termreg/searchandretrieve/glossariesandkeywordlists/search.do?details=&vocabName=Terms of Environment\(2009\)&filterTerm=Air pollution&checkedAcronym=true&checkedTerm=true&hasDefinitions=false&filterTerm=Air pollution](https://iaspub.epa.gov/sor_internet/registry/termreg/searchandretrieve/glossariesandkeywordlists/search.do?details=&vocabName=Terms%20of%20Environment(2009)&filterTerm=Air%20pollution&checkedAcronym=true&checkedTerm=true&hasDefinitions=false&filterTerm=Air%20pollution).

Urech, R. H. M. (1991). *Flechten als Bioindikatoren*. Stuttgart, Germany:



Schweizerbart Science Publishers.

- Vallarino, A., Low, A., González, C., & Pérez, J. (2014). *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental*.
- Vallero, D. (2014). Air Pollutant Hazards. En *Fundamentals of Air Pollution* (pp. 197-214). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-401733-7.00007-4>
- Wolterbeek, B. (2002). Biomonitoring of trace element air pollution: Principles, possibilities and perspectives. En *Environmental Pollution* (Vol. 120, pp. 11-21). [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00124-0](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00124-0)
- Wong, D. W., & Perlin, S. A. (2004). Comparison of spatial interpolation methods for the estimation of air quality data, 404-415. <https://doi.org/10.1038/sj.jea.7500338>
- World Health Organization (WHO). (1999). *Monitoring ambient air quality for health impact assessment*.
- Xie, X., Semajski, I., Gautama, S., Tsiligianni, E., Deligiannis, N., Rajan, R., ... Philips, W. (2017). A Review of Urban Air Pollution Monitoring and Exposure Assessment Methods. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 6(12), 389. <https://doi.org/10.3390/ijgi6120389>
- Yiğit, E. (2015). *Atmospheric and Space Sciences: Neutral Atmospheres*. Cham: Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-21581-5>



ANEXOS

Anexo 1

Se detalla la dirección de los puntos de monitoreo y las coordenadas de los árboles muestreados dentro de cada zona.

Puntos de monitoreo y dirección		Coordenadas									
		Árbol 1		Árbol 2		Árbol 3		Árbol 4		Árbol 5	
		X	Y	X	Y	X	Y	X	Y	X	Y
Sector Gapal	Av. 24 de Mayo y Av. Gapal	723	967	72	96	72	96	72	96	72	96
		145	756	31	77	30	77	30	77	30	77
			5	25	55	41	52	37	52	31	52
					7		8		6		7
Parque Granadi nos	Calle General Córdova y Av. de Las Américas	724	968	72	96	72	96	72	96	72	96
		522	154	45	81	45	81	45	81	45	81
			5	42	55	30	55	65	55	52	55
					1		2		0		0
Parque Iberia	Av. Don Bosco y calle Fray Luis de León	720	967	72	96	72	96	72	96	72	96
		024	758	00	77	01	77	01	77	01	77
			6	89	54	41	54	71	55	76	57
					3		9		3		0
Parque de La Madre	Av. 12 de Abril y calle Federico Malo	721	967	72	96	72	96	72	96	72	96
		834	874	19	78	19	78	19	78	18	78
			0	13			72		79		91

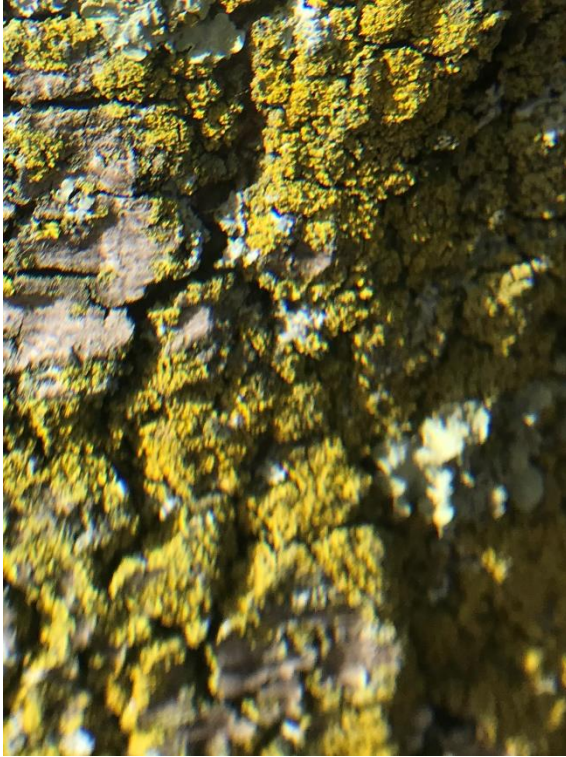


					84		80		80		75
					9		4		6		3
Parque	Av. de Las	722	968	72	96	72	96	72	96	72	96
Miraflores	Américas y calle De La Ocarina	975	113 1	29 60	81 13 2	29 54	81 07 6	29 62	81 06 1	29 85	81 09 1
Sector	Calle Managua	725	967	72	96	72	96	72	96	72	96
Monay	y Av. 24 de Mayo	227	935 4	52 27	79 34 4	51 91	79 32 1	51 32	79 30 5	51 19	79 27 5



Anexo 2

Fotografías de las especies liquénicas encontradas en la fase de campo.



Candelaria sp. 1



Parmotrema sp. 1



Parmotrema sp.2



Parmotrema sp.3



Parmotrema sp.4



Parmotrema sp.5



Parmotrema sp.6



Physcia sp.1



Physcia sp.2



Physcia sp.3



Physcia sp.4 1



Punctelia borreri



Punctelia reddenda



Punctelia sp.1



Punctelia sp.2



Punctelia sp.3



Teloschistes sp. 1



Teloschistes sp. 2



Usnea sp.

Fuente: Autor