



Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C.

Posgrado en Ciencias Biológicas

**CAMBIOS LONGITUDINALES DE LA MICROBIOTA  
AEROTRANSPORTADA Y DE LAS DEPOSICIONES  
ATMOSFÉRICAS EN LA CIUDAD DE MÉRIDA,  
YUCATÁN**

Tesis que presenta

**OSCAR OMAR ÁLVAREZ RIVERA**

En opción al título de

**DOCTOR EN CIENCIAS**

(Ciencias Biológicas: **OPCIÓN BIOTECNOLOGÍA**)

Mérida, Yucatán, México

2024


*CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA DE YUCATÁN, A. C.*  
*POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS*



**RECONOCIMIENTO**

Por medio de la presente, hago constar que el trabajo de tesis de Oscar Omar Álvarez Rivera titulado **Cambios longitudinales de la microbiota aerotransportada y de las deposiciones atmosféricas en la ciudad de Mérida, Yucatán**, fue realizado en la Unidad de biotecnología, en la línea de investigación de Biotecnología de Organismos, en el laboratorio de Metagenomas y Microbiomas del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. bajo la dirección de la Dra. Ingrid Aileen O'connor Sánchez dentro de la opción de Biotecnología, perteneciente al Programa de Posgrado en Ciencias Biológicas de este Centro y la codirección del Dr. Héctor Estrada Medina de la Universidad Autónoma de Yucatán.

Atentamente



---

Dr. José Luis Hernández Stefanoni  
Director de Docencia

Mérida, Yucatán, México, a 06 de noviembre de 2024

## DECLARACIÓN DE PROPIEDAD

Declaro que la información contenida en la sección de Materiales y Métodos, los Resultados y Discusión de este documento proviene de las actividades de investigación realizadas durante el período que se me asignó para desarrollar mi trabajo de tesis, en las Unidades y Laboratorios del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., y que a razón de lo anterior y en contraprestación de los servicios educativos o de apoyo que me fueron brindados, dicha información, en términos de la Ley Federal del Derecho de Autor y la Ley de la Propiedad Industrial, le pertenece patrimonialmente a dicho Centro de Investigación. Por otra parte, en virtud de lo ya manifestado, reconozco que de igual manera los productos intelectuales o desarrollos tecnológicos que deriven o pudieran derivar de lo correspondiente a dicha información, le pertenecen patrimonialmente al Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., y en el mismo tenor, reconozco que si derivaren de este trabajo productos intelectuales o desarrollos tecnológicos, en lo especial, estos se registrarán en todo caso por lo dispuesto por la Ley Federal del Derecho de Autor y la Ley de la Propiedad Industrial, en el tenor de lo expuesto en la presente Declaración.



---

M en C. Óscar Omar Álvarez Rivera

Este trabajo se llevó a cabo en la Unidad de Biotecnología del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., bajo la dirección de la Dra. Ingrid Aileen O'Connor Sánchez y la co-dirección del Dr. Héctor Estrada Medina.



## **AGRADECIMIENTOS**

A mis asesores, la Dra. Aileen O'Connor Sánchez y Dr. Héctor Estrada Medina, quienes no solo cumplieron el rol de asesores, sino que también brindaron comentarios y consejos que enriquecieron mi formación académica, profesional y personal a lo largo de estos cuatro años.

A mi comité tutorial, Dra. Laura Conde Ferráez y Dr. Víctor Ramírez Rivera, cuyos valiosos consejos y aportaciones enriquecieron significativamente este trabajo y contribuyeron de manera sustancial a mi desarrollo académico durante esta etapa.

A los miembros de mi comité pre-doctoral, Dra. Boldy Canto Canche, Dra. Laura Conde Ferráez, Dr. Víctor Ramírez Rivera, Dr. José Luis Andrade Torres y Dr. Mario Rebolledo Vieyra. Agradezco sinceramente las intensas horas que compartimos durante mi examen pre-doctoral. Sus desafiantes preguntas y valiosas contribuciones no solo dejaron aprendizajes duraderos, sino que también convirtieron esta experiencia en una etapa enriquecedora de mi formación académica.

Al Centro de Investigación Científica de Yucatán (CICY), por brindarme la oportunidad de continuar mi formación como investigador y facilitarme todas las herramientas necesarias para alcanzar esta meta.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México por el apoyo financiero para esta investigación (Proyecto No. INFR-2016-01-269833) y por la beca nacional que se me otorgó para mis estudios (CVU: 761253).

A mi familia nuclear, Marissa, Oscar y Lisete, por su apoyo incondicional, y a todos mis familiares por estar siempre pendientes de mí.

A los Dres. Magnolia Tzec Gamboa y Javier Solorio Sánchez por sus enseñanzas, consejos, guía y amistad. Este logro también es gracias a ustedes. ¡Muchas gracias!

A mis compañeros del Laboratorio de Metagenomas y Microbiomas, el Dr. César De los Santos, Daniel Macías, Tobías López y Diego Garza, quienes me acompañaron y brindaron su apoyo y ayuda en diferentes etapas de mi doctorado, así como su amistad.

Al Ing. José Luis Acosta Rodríguez y al Dr. Juan Ángel Mejía Gómez de la Dirección Técnica de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) del Organismo de Cuenca Península de Yucatán, por su apoyo al facilitarme el acceso a los datos climáticos de la estación meteorológica de dicha institución.

A los Dres. José Gonzalo Carrillo Baeza y Alejandro May Pat del Centro de Investigación Científica de Yucatán por su apoyo al proporcionarme acceso a los datos climáticos de la estación meteorológica de dicho centro de investigación.

Al Dr. Osvaldo Carvente Muñoz y la Maestra Elizabeth Carrillo Martínez del Centro Meteorológico del Laboratorio de Hidráulica e Hidrología, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, por su apoyo al facilitarme acceso a los datos climáticos de la estación meteorológica.

Al Dr. Francisco Bautista Zúñiga y la Dra. Ángeles Gallegos Tavera Laboratorio Universitario de Geofísica Ambiental (LUGA), del Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA), de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Campus Morelia, por las facilidades y asesoría para realizar parte de los análisis de laboratorio de este trabajo.

---

Al Dr. Eduardo Cejudo Espinoza y la Química Daniela Ortega Camacho de la Unidad de Ciencias del Agua del Centro de Investigación Científica de Yucatán, por su apoyo en la realización de los análisis de laboratorio correspondientes a las muestras de agua.

Al laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas y Agua de la Universidad Autónoma de Yucatán, y en especial a la Técnica, Lic. en agroec. Grely Pech Puch, por su apoyo en la realización de los análisis de laboratorio.

Al equipo de trabajo del Dr. Víctor Ramírez Rivera de la Unidad de Energía Renovable, Centro de Investigación Científica de Yucatán por su apoyo en el diseño y elaboración de los aditamentos para adecuar los dispositivos de muestreo empleados en este trabajo.

A todas las demás personas que, aunque no menciono de manera individual, estuvieron a mi lado a lo largo de estos cuatro años, quiero expresar mi sincero agradecimiento. Su cariño, amistad y consejos han sido el motor que impulsó mi perseverancia. Cada gesto de apoyo, cada palabra de aliento, contribuyó a la construcción de este logro.

¡Muchas gracias a todos!

---

## DEDICATORIA

Este trabajo está dedicado a mis familiares que nos dejaron, en especial a mis tíos Pedro Haro y Benito Cetina, quienes partieron durante los cuatro años que abarcó la realización de esta tesis. Lamentablemente, no pudieron presenciar la conclusión de esta etapa, pero su espíritu perdura en cada página.

Comparto esta dedicatoria con el Dr. Jesús Arturo Caamal Maldonado, quien también nos dejó en estos cuatro años. Fue más que un profesor; fue un guía, colega y amigo excepcional. Tuvimos la fortuna de colaborar estrechamente cuando lideró la coordinación de la Licenciatura en Agroecología. Su recuerdo perdura con cariño, y agradezco los valiosos momentos que compartimos. Incluso en sus últimas horas, siguió transmitiéndome su afecto por la Licenciatura y por la Ciencia.

De igual manera extendiendo esta dedicatoria al Dr. Roberto Belmar, otro profesor, mentor y amigo. Aunque no compartí directamente proyectos con él, nuestros encuentros informales en los pasillos del CCBA dejaron una marca significativa.

Finalmente, dedico este trabajo a alguien a quien no tuve la fortuna de conocer en persona, pero cuya visión sentó las bases de la Licenciatura en Agroecología: el Dr. Iván Armendáriz. Gracias a su legado, tuve el privilegio de conocer a destacados profesores, investigadores y personas que muchos de ellos se han convertido en valiosos amigos.

Que sus memorias vivan en este trabajo, y que sus contribuciones continúen inspirando mi camino académico, profesional y personal.

¡Se los dedico con mucho cariño!

## **LISTA DE PRODUCTOS ASOCIADOS A ESTA TESIS**

### ***Artículos científicos***

“Studies on airborne microbiota in Mexico, a review”. Revista: *Atmósfera* [Publicado].

“Suspended in the breath of Kukulcan: Seasonal shifts in airborne microbial communities in Merida, Mexico”. Revista: *Science of The Total Environment* [Por someter].

“Atmospheric dry and wet depositions in the karst of Yucatan: Temporal variation and chemical composition” [Borrador]

### ***Participación en congresos***

“Variación temporal de la microbiota del aire de la ciudad de Mérida” XI Congreso de Biotecnología y Bioingeniería del Sur-Sureste. 11 de noviembre de 2022, San Francisco de Campeche, Campeche.

---



## ÍNDICE

<b>RESUMEN .....</b>	<b>I</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>III</b>
<b>INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>1</b>
<b>CAPÍTULO I.....</b>	<b>3</b>
ANTECEDENTES .....	3
1.1 Microorganismos y su importancia .....	3
1.2 Metagenómica .....	4
1.3 Concepto de microbioma y microbiota asociada.....	5
1.4 Aerosoles y material particulado aerotransportado .....	6
1.4.1 Principales fuentes de material particulado .....	6
1.4.2 Bioaerosoles .....	9
1.5 Microorganismos aerotransportados.....	9
1.5.1 Características y fuentes de microorganismos aerotransportados .....	10
1.5.2 Métodos de colecta.....	11
1.5.3 Importancia de los microorganismos aerotransportados .....	11
1.5.4 Estudio de microorganismos aerotransportados.....	12
1.6 Depositiones atmosféricas.....	16
1.6.1 Definición y tipos .....	16
1.6.2 Depositiones atmosféricas y sus principales efectos ecosistémicos .....	17
1.7 Estudios realizados en Mérida, Yucatán .....	18
1.7.1 Estudios relacionados con microbiota aerotransportada .....	18
1.7.2 Estudios relacionados con deposiciones.....	19
JUSTIFICACIÓN .....	21
OBJETIVOS .....	22
Objetivo general .....	22
Objetivos específicos.....	22
<b>CAPÍTULO II.....</b>	<b>23</b>
2. Studies on airborne microbiota in Mexico, a review .....	23
2.1 Abstract .....	23
2.2 Introduction.....	23
2.3 Material and Methods .....	24
2.4 Results and discussion .....	25

---

2.4.1 Bibliometric analysis .....	25
2.4.2 Analysis of the aims pursued.....	29
2.4.3. Analysis of the methodologies used.....	30
2.4.4 Results of airborne microbiota research in Mexico .....	34
2.5 Conclusions and final remarks .....	44
<b>CAPÍTULO III.....</b>	<b>47</b>
3. Suspended in the breath of Kukulcan: Seasonal shifts in airborne microbial communities in Merida, Mexico .....	47
3.1 Abstract .....	47
3.2. Introduction.....	48
3.3 Materials and methods .....	49
3.3.1 Study site description.....	49
3.3.2 Sample collection .....	49
3.3.3 DNA extraction and sequencing .....	50
3.3.4 Bioinformatics and data analysis .....	50
3.3.5 Tools used for the graphical abstract.....	51
3.3.6 Accession numbers.....	51
3.4 Results and Discussion .....	51
3.4.1 Weather along the sampled months.....	51
3.4.2 General analysis of the 16S amplicon sequences and diversity metrics.....	54
3.4.3 Composition of the bacterial communities.....	56
3.4.4 Structure of the bacterial communities.....	57
3.4.5 Possible origin and biology of the main bacterial genera classified .....	60
3.4.6 General analysis of the ITS amplicon sequences and diversity metrics.....	62
3.4.7 Composition of the fungal communities.....	63
3.4.8 Structure of the fungal communities.....	64
3.4.9 Possible origin and biology of the main fungal genera classified .....	66
3.5 Conclusions .....	70
3.6 Supplementary material.....	72
<b>CAPÍTULO IV .....</b>	<b>75</b>
4. Depositiones atmosféricas secas y húmedas en el karst de Yucatán: variación temporal y composición química.....	75
4.1 Introducción .....	75
4.2 Materiales y métodos .....	76

---

4.2.1 Sitio de estudio .....	76
4.2.2 Colecta de muestras .....	77
4.2.3 Procesamiento de muestras y análisis de laboratorio .....	77
4.3 Resultados y Discusión .....	78
4.3.1 Análisis general de las deposiciones secas.....	78
4.3.2 Análisis general de las deposiciones húmedas.....	78
4.3.3 Composición química de las deposiciones secas.....	82
4.3.4 Composición química del agua de lluvia .....	89
4.3.5 Variación intratemporal de la composición química del agua de lluvia .....	95
4.3.6 Composición química de las deposiciones húmedas.....	96
4.4 Conclusiones.....	98
<b>CAPÍTULO V .....</b>	<b>99</b>
5. Posible relación de la microbiota aerotransportada y las deposiciones atmosféricas de mérida con la salud humana .....	99
6. CONCLUSIONES.....	110
7. PERSPECTIVAS DE INVESTIGACIÓN.....	112
<b>BIBLIOGRAFÍA .....</b>	<b>113</b>

## LISTADO DE FIGURAS

Figura 1. Gama de tamaños de las principales partículas que conforman los aerosoles y bioaerosoles. Modificado de: Pöschl y Shiraiwa, 2015.....	9
Figure 2. Flow chart of the methodology indicating the number of papers in each step.....	26
Figure 3. Number of studies identified by year and source.....	27
Figure 4. Flowchart illustrating the three main methodological steps that have been used for the study of airborne microorganisms in Mexico.....	30
Figure 5. Number of studies by approach.....	34
Figure 6. Number of publications on airborne microorganisms in Mexico according to the different approaches for their study.....	35
Figure 7. Map of Mexico Map indicating the states where studies of airborne microbial communities have been reported.....	36
Figure 8. Principal components analysis plot (PCA) of the analyzed environmental variables of the evaluated months of 2021-2022.....	54
Figure 9. Venn diagram showing the co-occurrence of bacterial genus between the identified seasons.....	57
Figure 10. Monthly structure of bacterial communities at the genus level. Genera with an annual average relative abundance of $\geq 1\%$ are named individually, while others are grouped as "others." When classification to the genus level was not possible, the lowest identified taxonomic level is indicated.....	58
Figure 11. Bacterial beta-diversity dendrogram, showing the dissimilarity and clustering of the sampled months, based on Bray-Curtis index using neighbor joining algorithm.....	59
Figure 12. Venn diagram showing the co-occurrence of fungal genera between the identified seasons.....	64
Figure 13. Monthly structure of fungi communities at the genus level. Genera with an annual average relative abundance of $\geq 1\%$ are named individually, while others are grouped as "others." When classification to the genus level was not possible, the lowest identified taxonomic level is indicated.....	65
Figure 14. Fungi beta-diversity dendrogram, showing the dissimilarity and clustering of the sampled months, based on Bray-Curtis index using neighbor joining algorithm.....	66
Figura 15. Gráfica de la variación mensual del total de eventos de precipitación y volumen precipitado durante el periodo de estudio en Mérida, Yucatán.....	79
Figura 16. Gráfica de la frecuencia de eventos de precipitación por intervalo de volumen total precipitado durante el periodo de estudio en Mérida, Yucatán.....	80
Figura 17. Variación mensual del volumen total precipitado (deposiciones atmosféricas húmedas) y el total de polvo depositado (deposiciones atmosféricas secas) de la ciudad de Mérida, Yucatán.....	82
Figura 18. Valor promedio mensual del pH del agua de lluvia de la ciudad de Mérida, Yucatán (2021-2022).....	89
Figura 19. Valor promedio mensual de la conductividad eléctrica del agua de lluvia de la ciudad de Mérida, Yucatán (2021-2022).....	90
Figura 20. Variación intratemporal del contenido de aniones y cationes dentro de los eventos de precipitación (2021-2022). Conductividad eléctrica (A), Contenido de cloruros (B), sulfatos (C), nitratos (D), calcio (E), magnesio (F), Sodio (G), Potasio (H) y Amonio (I).....	96

---

## LISTADO DE TABLAS

Table 1. Scientific journals in which articles related to airborne microbiota in Mexico were published from 1987 to jun2023. Only those meeting the criteria mentioned in the text were considered.....	28
Table 2. Main bacterial genera identified in the airborne microbiota studies conducted in Mexico (up to June 2023).....	39
Table 3. Main fungal genera identified in the airborne microbiota studies conducted in Mexico (up to June 2023).....	42
Table 4. Main genera of other micro-eukaryote identified in the airborne microbiota studies conducted in Mexico (up to June 2023).....	43
Table 5. Monthly values (standard deviation) of the analyzed meteorological parameters over the sampled year (October 2021 – September 2022).....	52
Table 6. Alpha diversity metrics of bacterial and fungal communities along the sampled year. Observed OTUs, richness, evenness, and diversity were analyzed at 5% sequence dissimilarity (genus level) for each sample. ....	55
Table 7. Major airborne bacterial taxa classified in Merida, Mexico, and habitats where they are commonly found.....	60
Table 8. Major airborne fungal taxa classified in Merida, Mexico, and habitats where they are commonly found.....	67
Tabla 9. Variación mensual de la composición elemental ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de las deposiciones atmosféricas secas de la ciudad de Mérida, Yucatán (2021-2022).....	85
Tabla 10. Variación mensual de la composición de nutrientes de las deposiciones atmosféricas secas ( $\text{g ha}^{-1}$ ) en la ciudad de Mérida, Yucatán (2021-2022).....	87
Tabla 11. Variación mensual de la composición de metales pesados ( $\text{g ha}^{-1}$ ) de las deposiciones atmosféricas secas en la ciudad de Mérida, Yucatán (2021-2022).....	88
Tabla 12. Variación mensual de la concentración de aniones y cationes en las deposiciones húmedas en $\text{mg L}^{-1} \pm \text{E.E.}$ e Intervalo de los datos [valor mínimo - valor máximo] en la ciudad de Mérida, Yucatán (2021-2022).....	92
Tabla 13. Variación mensual de la composición química ( $\text{g ha}^{-1}$ ) de las deposiciones atmosféricas húmedas en la ciudad de Mérida, Yucatán (2021-2022).....	97

---

## RESUMEN

En este trabajo investigó la calidad del aire en la ciudad de Mérida, Yucatán. Teniendo como objetivos, (i) analizar la microbiota aerotransportada en la ciudad de Mérida, a lo largo de un año, para identificar sus características, sus posibles cambios, fuentes e implicaciones; y (ii) analizar la composición química de las deposiciones secas y húmedas, también en Mérida, Yucatán, para explorar su posible relación con la fertilidad del suelo y la salud humana.

En el Capítulo I, se establece el marco teórico, destacando la importancia de los aerosoles, especialmente la microbiota aerotransportada, y las deposiciones atmosféricas como indicadores de la calidad del aire en entornos urbanos.

El Capítulo II presenta un análisis de los estudios realizados en México sobre microbiota aerotransportada. Para esto, se realizó una revisión bibliográfica histórica de manera sistemática de los artículos científicos sobre microbiota aerotransportada en México. Se encontró que, hasta junio de 2023, se habían realizado 34 estudios en 14 estados del país, con el 53% de ellos enfocados en la Ciudad de México. La mayoría de estos estudios se enfocaron en microorganismos cultivables (77%), principalmente hongos, por lo que se resalta la necesidad de investigaciones adicionales utilizando técnicas metagenómicas.

En el Capítulo III, se analizó mensualmente, a lo largo de un año, la microbiota bacteriana y fúngica aerotransportada en un punto de la ciudad de Mérida, Yucatán. Para lo cual, se utilizó un muestreador activo, se filtró aire y se extrajo el ADN metagenómico de la biomasa atrapada en el filtro. Posteriormente, el ADN se analizó mediante secuenciación de amplicones y procedimientos bioinformáticos. Así mismo, se colectaron datos de variables ambientales con los que se realizó un análisis de componentes principales, mediante el cual, se pudieron agrupar los meses del año en tres temporadas, temporada de lluvias (junio, julio, agosto, septiembre), temporada seca-fría (noviembre, diciembre, enero, febrero) y temporada seca cálida (abril y mayo), con dos meses de transición entre temporadas (marzo y octubre).

Se clasificaron 1,210 OTUs de bacterias y 367 de hongos aerotransportados clasificados a nivel de género. De estos, 41 OTUs de bacterias y 18 de hongos estuvieron presentes durante todos los meses del año, con una abundancia relativa  $\geq 1\%$  en al menos un mes, sugiriendo que son parte del "core" de la microbiota de Mérida.

Hubo variaciones mensuales y estacionales en las comunidades microbianas: mayo mostró la menor diversidad de bacterias, y septiembre la de hongos. La estación seca-fría tuvo el mayor número de OTUs únicos (clasificados a nivel de género) de bacterias (189), y la temporada lluviosa la mayor cantidad de OTUs únicos de hongos (58). En cambio, la temporada seca-cálida presentó la menor cantidad de OTUs únicos de bacterias (70) y hongos (15).

Por su parte, mayo y junio mostraron la mayor disimilitud en las comunidades de bacterias, mientras que mayo destacó por la variabilidad en hongos. Las principales fuentes de estos microorganismos fueron la piel humana, las plantas, el suelo y el agua, con variaciones a lo largo del año.

El Capítulo IV examina los cambios mensuales de la composición química de las deposiciones atmosféricas en Mérida. Las deposiciones secas alcanzaron  $45.73 \text{ kg ha}^{-1}$  anuales, con mayor acumulación en los meses de marzo a mayo (61% del total). Las deposiciones húmedas se asociaron con 87 eventos de precipitación, con un total de 1,128 mm anuales y junio el mes más lluvioso (226.5 mm). Las deposiciones secas contuvieron principalmente calcio y hierro, aunque en agosto se observó un enriquecimiento en elementos como K, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb, Sn, Ti, V y Zn Ti y V, posiblemente debido a la llegada de los polvos del desierto del Sahara, ya que algunos de estos elementos son característicos de estos polvos (v.g. Ti, V). De igual manera, las deposiciones húmedas estuvieron conformadas principalmente por Ca, seguido por Cloruros, Na y Sulfatos.

El Capítulo V discute las implicaciones de estos hallazgos en la salud humana, destacando el aumento en la abundancia relativa de un OTU que solo pudo ser clasificado a nivel de familia perteneciente a la familia Enterobacteraceae en septiembre y la presencia de géneros como *Alternaria*, *Aspergillus*, *Cladosporium* y *Curvularia* que destacan por aguantar especies alergénicas en los meses de septiembre y octubre. También se destaca un aumento en metales pesados durante agosto, lo que podría tener afectaciones sobre la salud humana. En términos de fertilidad del suelo, el aporte de nutrientes fue mínimo, aunque podría influir en los ciclos biogeoquímicos a largo plazo.

**ABSTRACT**

In this study, the air quality in the city of Mérida, Yucatán, was investigated. The objectives were: (i) to analyze the airborne microbiota in Mérida over the course of a year to identify its characteristics, possible changes, sources, and implications; and (ii) to analyze the chemical composition of dry and wet deposition, also in Mérida, Yucatán, to explore its potential relationship with soil fertility and human health.

Chapter I establishes the theoretical framework, highlighting the importance of aerosols, especially airborne microbiota, and atmospheric depositions as indicators of air quality in urban environments.

Chapter II presents an analysis of studies conducted in Mexico on airborne microbiota. A systematic historical literature review of scientific articles on airborne microbiota in Mexico was conducted. It was found that by June 2023, 34 studies had been carried out in 14 states of the country, with 53% of them focused on Mexico City. Most of these studies concentrated on cultivable microorganisms (77%), mainly fungi, emphasizing the need for additional research using metagenomic techniques.

In Chapter III, the airborne bacterial and fungal microbiota at a specific point in the city of Mérida, Yucatán, were analyzed monthly over a year. An active sampler was used to filter the air, and metagenomic DNA was extracted from the biomass trapped in the filter. Subsequently, the DNA was analyzed using amplicon sequencing and bioinformatic procedures. Additionally, data on environmental variables were collected and analyzed using principal component analysis, which grouped the months of the year into three seasons: rainy season (June, July, August, September), cool-dry season (November, December, January, February), and warm-dry season (April and May), with two transition months between seasons (March and October).

A total of 1,210 bacterial OTUs and 367 fungal OTUs were classified at the genus level. Of these, 41 bacterial OTUs and 18 fungal OTUs were present throughout all months of the year, with a relative abundance  $\geq 1\%$  in at least one month, suggesting they are part of Mérida's "core" microbiota.

Monthly and seasonal variations in microbial communities were observed: May showed the lowest bacterial diversity, and September the lowest fungal diversity. The cool-dry season had the



highest number of unique bacterial OTUs (classified at the genus level) (189), while the rainy season had the highest number of unique fungal OTUs (58). In contrast, the warm-dry season presented the fewest unique bacterial OTUs (70) and fungal OTUs (15).

May and June showed the greatest dissimilarity in bacterial communities, while May stood out for variability in fungal communities. The main sources of these microorganisms were human skin, plants, soil, and water, with variations throughout the year.

Chapter IV examines the monthly changes in the chemical composition of atmospheric deposition in Mérida. Dry deposition totaled 45.73 kg ha<sup>-1</sup> annually, with the highest accumulation occurring from March to May (61% of the total). Wet deposition was associated with 87 precipitation events, totaling 1,128 mm annually, with June being the rainiest month (226.5 mm). Dry deposition mainly contained calcium and iron, although in August, there was an enrichment in elements such as K, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb, Sn, Ti, V, and Zn, possibly due to the arrival of Saharan desert dust, as some of these elements (e.g., Ti, V) are characteristic of this dust. Similarly, wet deposition was mainly composed of Ca, followed by chlorides, Na, and sulfates.

Chapter V discusses the implications of these findings for human health, highlighting the increase in the relative abundance of an OTU that could only be classified at the family level within Enterobacteraceae in September, as well as the presence of genera such as *Alternaria*, *Aspergillus*, *Cladosporium*, and *Curvularia*, known for containing allergenic species in September and October. Additionally, an increase in heavy metals was observed in August, which could affect human health. In terms of soil fertility, the nutrient contribution was minimal, though it could influence biogeochemical cycles in the long term.

## INTRODUCCIÓN

La atmósfera es una capa, principalmente compuesta de gases, que rodea al planeta Tierra. Está constituida primordialmente por nitrógeno, oxígeno y argón, que comprenden el 99.04% de su volumen (Schubert y Walterscheid, 1999). Además, diariamente son emitidos diversos gases traza y aerosoles producto de procesos naturales de origen físico, químico y biológico, así como de actividades humanas (Monks *et al.*, 2009). De igual manera, podemos encontrar en ella bioaerosoles, los cuales son partículas aerotransportadas de origen orgánico, tales como polen, esporas, filamentos, bacterias, endotoxinas, e incluso virus (Schlosser, 2019); que pueden estar adheridos a otras partículas aerotransportadas o en vida libre (Chen *et al.*, 2020).

En los últimos años, la importancia de los estudios sobre microorganismos y partículas orgánicas (*v.g.* polen, esporas) aerotransportados ha ido en aumento, particularmente en entornos urbanos. Esto se debe a que muchas de estas partículas y microorganismos pueden tener efectos patogénicos o alergénicos, y, en consecuencia, tener efectos negativos en la salud de los seres humanos, las plantas y los animales (Holt y Thomas, 2005; Triadó-Margarit *et al.*, 2022). Se ha observado que las comunidades de microorganismos aerotransportados pueden variar temporal y espacialmente debido a factores tanto ambientales (*v.g.* temperatura, humedad, radiación solar), como antropogénicos (*v.g.* emisiones de metales pesados, sulfatos, partículas orgánicas) (Li *et al.*, 2019; Tignat-Perrier *et al.*, 2020; Chatoutsidou *et al.*, 2023), resaltando la importancia y necesidad de realizar estudios de corte longitudinal.

De igual manera, la composición química de las deposiciones atmosféricas (tanto secas como húmedas), puede ofrecer indicadores de la calidad del aire (Olszowski *et al.*, 2012). Además de desempeñar un papel fundamental en el funcionamiento de los ecosistemas, ya que intervienen en los ciclos biogeoquímicos al aportar nutrientes al suelo (Lovett, 1994; Anderson y Downing, 2006). Las deposiciones atmosféricas se refieren a las partículas suspendidas (orgánicas e inorgánicas) que se asientan en la superficie terrestre, ya sea a través de la deposición en seco (por efecto de la gravedad) o por el “lavado” mediante eventos de precipitación (*v.g.* lluvia, granizo, rocío) (Cizmecioglu y Muezzinoglu, 2008).

Estas partículas pueden incluir materiales aerotransportados desde lugares que se encuentran a miles de kilómetros de distancia, hasta partículas emitidas localmente (Noll *et al.*, 1988; Scorer, 1992), lo que contribuye a que su composición normalmente varíe espacial y temporalmente. Considerando la importancia de la microbiota aerotransportada y de las deposiciones

atmosféricas en la calidad del aire y los ciclos biogeoquímicos, es claro que el estudio de sus cambios temporales en las ciudades altamente pobladas es de gran relevancia.

La ciudad de Mérida es el centro urbano más poblado de la Península de Yucatán, con una población de casi un millón de habitantes (INEGI, 2020), y en ella se ha reportado una variación estacional en la composición química de los aerosoles aerotransportados a los que están expuestos la población (Córdoba *et al.*, 2020).

Además de los aerosoles emitidos propios de las actividades humanas, tanto en ambientes urbanos como rurales, se han identificado algunas fuentes exógenas como aerosoles marinos, así como a aerosoles derivados de la quema de biomasa por agricultura itinerante en los alrededores de la ciudad, y el polvo mineral procedente del desierto del Sahara (Córdoba *et al.*, 2020). Debido a esta variación estacional de los aerosoles aerotransportados, es posible que también se vea influenciada la composición química de las deposiciones.

Aunado a lo anterior, la ciudad también presenta condiciones climatológicas distintivas, con una marcada época de lluvias y otra seca, así como meses con temperaturas máximas que superan los 40°C y una humedad relativa por arriba del 85% durante casi todo el año (Orellana *et al.*, 2009; Estrada-Medina *et al.*, 2016), factores que tal vez puedan modificar las comunidades microbianas aerotransportadas. Finalmente, al ser una región kárstica, la disponibilidad de ciertos nutrientes se ve limitada, principalmente el fósforo (Sedov *et al.*, 2007), por lo que los aportes de nutrientes en las deposiciones por fuentes exógenas, pueden ser cruciales para el funcionamiento de los ecosistemas. Estas particularidades hacen que Mérida sea una ciudad interesante para el estudio de los cambios longitudinales de la microbiota aerotransportada y las deposiciones atmosféricas.

En cuanto a los estudios previos de microbiota aerotransportada en Mérida, estos se han centrado principalmente en las bacterias (Rodríguez-Gómez *et al.*, 2020) y los hongos (Ponce-Caballero *et al.*, 2013; Rodríguez-Gómez *et al.*, 2020), en ambos casos cultivables. Por lo que sus resultados son limitados, ya que los microorganismos cultivables representan una fracción de las comunidades de microorganismos aerotransportados, dado que aproximadamente el 99% de los microorganismos aún no han podido ser cultivados con medios convencionales (Shamim *et al.*, 2019). En lo que respecta a los estudios de deposiciones atmosféricas, estos son escasos en la región y ninguno se ha llevado a cabo en la ciudad de Mérida o sus zonas circundantes.

Por consiguiente, el objetivo del presente trabajo fue analizar los posibles cambios mensuales de (i) las comunidades de bacterias y hongos aerotransportados usando tecnología metagenómica, para conocer sus composición, estructura, posibles fuentes de origen y sus posibles implicaciones y (ii) la composición química de las deposiciones atmosféricas (secas y húmedas) a lo largo de un año, así como analizar su posible relación con la salud humana y la fertilidad de los suelos en la ciudad de Mérida, Yucatán, México.

## CAPÍTULO I

### ANTECEDENTES

#### 1.1 Microorganismos y su importancia

Los microorganismos desempeñan diversos papeles fundamentales en el funcionamiento de los ecosistemas y en la salud de los organismos superiores. Participan en una amplia variedad de procesos, incluido el reciclaje de nutrientes, los ciclos biogeoquímicos y las asociaciones simbióticas con animales, plantas, hongos y otros organismos. Además, presentan un gran potencial biotecnológico en aplicaciones como la elaboración de vino, pan, quesos y diversos medicamentos (Colwell, 1997).

A lo largo de la historia, el ser humano ha sentido un constante interés por comprender y estimar la diversidad de organismos que habitan nuestro planeta. Sin embargo, estimar la diversidad de microorganismos, como bacterias, arqueas, hongos microscópicos y microalgas, no resulta tan sencillo como estimar la diversidad de organismos más grandes, como plantas, mamíferos y reptiles (Pedrós-Alió y Manrubia, 2016).

Hasta hace poco más de una década, el enfoque tradicional para el estudio de los microorganismos requería su cultivo en medios ricos en nutrientes. No obstante, esta metodología se enfrentaba a diversos desafíos, en gran parte debido a que aproximadamente el 99% de los microorganismos aún no ha podido ser cultivado (Torsvik *et al.*, 1990). En respuesta a esta limitación, se desarrollaron métodos moleculares, como las ómicas, que han permitido obtener una cantidad significativamente mayor de información. Estas tecnologías han mejorado nuestra comprensión de la función, estructura y dinámica de las poblaciones de microorganismos en el ambiente (Hirsch *et al.*, 2010; Rastogi y Sani, 2011).

Hasta hace unas décadas, se estimaba que la diversidad de bacterias oscilaba entre  $4 \times 10^5$  y  $3 \times 10^6$ , mientras que la de hongos entre 1.0 y  $1.5 \times 10^6$ , con un intervalo de 0.1-1% y 4.7-7% de especies descritas para bacterias y hongos, respectivamente (Systematics Agenda, 1994). Estimaciones más recientes, basadas en teorías ecológicas reformuladas y resultados de estudios metagenómicos a gran escala, sugieren que la diversidad de microorganismos puede alcanzar entre  $1 \times 10^{11}$  y  $1 \times 10^{12}$  especies, de las cuales, menos de  $1 \times 10^5$  de las especies han sido cultivadas hasta el día de hoy (Locey y Lennon, 2016).

## 1.2 Metagenómica

La metagenómica, una disciplina incluida en el grupo de las ciencias "ómicas", se enfoca en el análisis de las secuencias del genoma de todos los microorganismos presentes en una muestra (Hugenholtz y Tyson, 2008). Esta herramienta se ha vuelto crucial para explorar y comprender las comunidades de microorganismos en diversos entornos, como cuerpos de agua (Gilbert y Dupont, 2011), suelos (Torsvik *et al.*, 1990), partículas de polvo transportado por el aire (Tringe *et al.*, 2008; Cha *et al.*, 2017), sedimentos (Andreote *et al.*, 2012; Mason *et al.*, 2014), rizósferas (Mirete *et al.*, 2007), entre otros muchos ambientes.

La importancia de la metagenómica radica en su capacidad para clasificar a la vasta mayoría de microorganismos presentes en muestras ambientales, los cuales, como ya se ha mencionado, no han podido ser cultivados por métodos tradicionales. Por ejemplo, en muestras de agua de mar, solo un escaso 0.001-0.1% de las bacterias puede ser cultivado, mientras que en suelos y sedimentos este porcentaje en algunos casos puede ascender a un 0.3% y 0.25%, respectivamente (Torsvik *et al.*, 1990; Amann *et al.*, 1995; Streit y Schmitz, 2004); pese a los avances actuales, se estima que el 99% del potencial de especies microbianas existentes, siguen sin describirse hasta la fecha (Locey y Lennon, 2016).

En el contexto de la metagenómica, la secuenciación de amplicones es una herramienta fundamental, ya que permite obtener información sobre la filogenia y la biodiversidad. En el caso de las bacterias, algunas regiones variables del gen 16S del rRNA se han convertido en marcadores ampliamente utilizados para propósitos taxonómicos, ya que permiten diferenciar unidades taxonómicas operativas (OTUs) y hacer clasificaciones basándose en similitudes entre secuencias (Case *et al.*, 2007; Yarza *et al.*, 2014). A pesar de sus ventajas, se deben considerar sus limitaciones, por ejemplo, que la clasificación se hace comparando las secuencias con las que se encuentran en las bases de datos, las cuales todavía distan de estar completas, o la variabilidad en el número de copias de este gen en los genomas bacterianos, lo que puede afectar el análisis de abundancias relativas (Vos *et al.*, 2012).

En el caso de los hongos, las regiones espaciadoras internas transcritas (ITS), especialmente la ITS2, son esenciales para la clasificación (Jorgensen and Cluster, 1988). La considerable variabilidad en las secuencias de las regiones ITS entre diferentes especies fúngicas, las convierte en herramientas ideales para la discriminación de especies (Gardes y Bruns, 1993). Además, la naturaleza multicopia de la repetición de ADNr facilita la amplificación de la región

ITS a partir de muestras pequeñas o degradadas (White *et al.*, 1990). Estas características hacen que la región ITS sea una herramienta valiosa en la clasificación de hongos.

### **1.3 Concepto de microbioma y microbiota asociada**

La metagenómica se ha consolidado como una herramienta esencial para el estudio de las comunidades de microorganismos. En sus orígenes, se introdujo el término “microbioma”, que se refería a la comunidad de microorganismos comensales, simbióticos y patógenos que comparten, literalmente, el espacio corporal humano (Del Frari y Ferreira, 2021).

Sin embargo, algunos autores han ampliado esta definición considerando al “microbioma” como el conjunto de todos los microorganismos que comparten un nicho específico y las características abióticas (físicas, químicas y fisicoquímicas) del ambiente en el que se encuentran en interacción; a diferencia del término “microbiota”, que se refiere exclusivamente a los microorganismos (Liu, 2016). Aunque esta última definición se centra en los aspectos bióticos de los microbiomas, su estudio se ha vuelto más complejo al considerar tanto los factores bióticos (que incluyen bacterias, arqueas, eucariotas y virus) como los factores abióticos circundantes (Marchesi y Ravel, 2015).

Los microbiomas son altamente sensibles a los factores abióticos del entorno, lo que los hace susceptibles a cambios en función de las condiciones ambientales. Ejemplos de esto se encuentran en suelos, donde las prácticas de manejo, como las descritas por Hartman *et al.* (2018), y las fluctuaciones en las propiedades fisicoquímicas, según de Gannes *et al.*, (2015) pueden influir en la composición de los microbiomas. Esta dinámica también se aprecia en otros entornos, como los océanos (Sunagawa *et al.*, 2015), la rizósfera (Marschner *et al.*, 2002) y hasta en partículas de polvo en el aire, donde Cha *et al.*, (2017) identificaron que el origen de estas partículas puede modificar la composición del microbioma.

Los microorganismos desempeñan un papel fundamental en el funcionamiento de los ecosistemas. Banerjee *et al.*, (2018) describen que ciertos taxones microbianos se consideran "piedras angulares" (*keystone taxas*) debido a su alta conectividad en las redes biogeoquímicas. Algunos de estos taxones, ya sea de manera individual o dentro de un gremio, incluso pueden ejercer una influencia significativa en la estructura y el funcionamiento de los microbiomas, independientemente de su abundancia relativa o condiciones espacio-temporales.

La investigación de microbiomas no solo tiene relevancia en la comprensión de los ecosistemas, sino que también ofrece aplicaciones biotecnológicas valiosas. Por ejemplo, en el suelo, la manipulación de los microbiomas puede contribuir a mejorar su calidad y fertilidad (Chaparro *et al.*, 2012). De manera similar, el estudio de los microbiomas de la rizósfera puede tener un impacto positivo en la salud y el vigor de las plantas (Berendsen *et al.*, 2012). Incluso en el contexto de polvos aerotransportados, la investigación de microbiomas se relaciona con el transporte de organismos, tanto patógenos como beneficiosos (Griffin, 2007; Polymenakou *et al.*, 2008; Oh *et al.*, 2013).

#### **1.4 Aerosoles y material particulado aerotransportado**

El material particulado se refiere a las partículas sólidas (orgánicas y minerales) y a las pequeñas gotas líquidas en suspensión. Mientras que el término "aerosol" engloba tanto a estas partículas sólidas y líquidas, junto con el gas circundante (Fierro, 2000). Estas partículas son de gran interés en la tropósfera debido a su impacto en diversos procesos geofísicos, la salud humana, el equilibrio ecosistémico, el ambiente y el clima (Buseck y Schwartz, 2003).

Estas partículas varían en tamaño y se categorizan en PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>10</sub>, indicando diámetros aerodinámicos menores de 2.5 µm y 10 µm, respectivamente (Nawrot *et al.*, 2006). Dependiendo de su tamaño, estas partículas pueden tener diversas implicaciones en la salud humana, ya que pueden ingresar al sistema respiratorio, o pueden servir como vehículo para la entrada de microorganismos (Myong, 2016; Mariani *et al.*, 2017). El ingreso de estas partículas o microorganismos al organismo puede desencadenar enfermedades respiratorias, infecciones oculares y la transmisión de otros tipos de enfermedades (*v.g.* gastrointestinales) (Middleton, 2017).

Además de sus efectos en la salud humana, los aerosoles también desempeñan un papel crucial a nivel ecosistémico, ya que pueden influir en la deposición tanto de nutrientes como de contaminantes (*v.g.* metales pesados), en la corteza terrestre y cuerpos de agua (Remer, 2006; Landing *et al.*, 2010; Mahowald *et al.*, 2017). Según su composición química, los aerosoles pueden tener un impacto positivo al enriquecer el suelo con nutrientes, o negativo al depositar metales pesados (Arsene *et al.*, 2006; Polkowska *et al.*, 2011).

##### **1.4.1 Principales fuentes de material particulado**

Los aerosoles pueden ser de origen natural o antropogénico. Entre las fuentes de origen natural se encuentran los aerosoles marinos, el polvo volcánico, el polvo cósmico y el polvo mineral,



mientras que entre las fuentes de origen antropogénico podemos encontrar contaminantes industriales y partículas provenientes de la quema de combustibles y biomasa vegetal, entre otras (Middleton, 2017). De estas fuentes, las que representan el mayor aporte de aerosoles a la atmósfera son los aerosoles marinos y el polvo mineral (IPCC, 2007). Sin embargo, actividades como las quemas agrícolas, o eventos extraordinarios, como la erupción de un volcán o un incendio, pueden modificar temporalmente la composición de los aerosoles en una región determinada.

Los aerosoles marinos, principalmente compuestos por partículas marinas y sulfatos generados a partir de la oxidación del dimetilsulfuro (DMS), dominan las fracciones de tamaño grueso y fino de la masa de aerosoles marinos a nivel global; sin embargo, investigaciones recientes en los océanos Atlántico norte y Austral destacan la variación temporal significativa en la concentración de materia, subrayando la relevancia de la materia orgánica insoluble (MOI) en el rango submicrónico (2.3 a 2.8 Tg C año<sup>-1</sup>, mientras que las sales marinas contribuyen con 24 Tg año<sup>-1</sup>) (Vignati *et al.*, 2010).

Para que el rocío marino se convierta en aerosol atmosférico, se requieren tanto partículas suspendidas como disueltas, siendo las sales, principalmente de NaCl, el componente principal, junto con otros iones (*v.g.* SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup> y K<sup>+</sup>) (Grythe *et al.*, 2013). Estos aportes varían estacional y anualmente debido a factores físicos, químicos y biológicos que afectan la química del agua de mar (Prathera *et al.*, 2013).

Además de los aerosoles marinos, el polvo mineral es una de las principales fuentes de aerosoles atmosféricos, y, por consiguiente, una de las más estudiadas. Las regiones de mayor aporte de polvo mineral a la atmósfera son el norte de África, la Península Arábiga, Turkmenistán, Afganistán, Pakistán, el norte de la India, el desierto de Namib y Kalahari, y la cuenca de Tarim en China. A esta región, generadora de las mayores emisiones de polvo mineral a la atmósfera, se le conoce como “cinturón de polvo” (*dust belt*). En menor medida se encuentran las zonas de desiertos ubicadas en Estados Unidos, México y Australia central (Prospero *et al.*, 2002).

De todas las regiones que pertenecen al “cinturón de polvo”, el norte de África es la de mayor importancia (desierto de Sahara y la región Sahel) (Engelstaedter *et al.*, 2006; Griffin, 2007). Se ha estimado que el desierto del Sahara emite 130-760 Tg año<sup>-1</sup> (Goudie y Middleton, 2001), aunque otro estudio estima que la emisión anual asciende a 1,600 Tg año<sup>-1</sup> (Ozer, 2001). Esto

es de relevancia, ya que las estimaciones de las emisiones mundiales de polvo oscilan entre 1,000-3,000 Tg año<sup>-1</sup> (Houghton *et al.*, 2001; Zender *et al.*, 2004).

El polvo atmosférico originario del desierto del Sahara y de la región Sahel tiene influencia durante todo el año, o durante parte de este, en la calidad del aire en África, Oriente Medio, Europa, Asia, el Caribe y las Américas. Distinguiéndose dos rutas atmosféricas principales que llegan al continente americano, 1) durante el verano en el hemisferio norte (aproximadamente junio-octubre), el polvo del desierto africano se transporta a través del Atlántico hacia el norte del Caribe y América del Norte y, 2) durante el invierno en el hemisferio norte (aproximadamente de noviembre-mayo), el polvo del desierto africano se transporta a través del Atlántico hacia el sur del Caribe y América del Sur (Griffin, 2007).

La llegada de estas “plumas” de polvo mineral aerotransportado puede tener impactos significativos en la dinámica de los ciclos biogeoquímicos de los ecosistemas. Por ejemplo, en el caso de la cuenca del Amazonas, se estima que anualmente se depositan 190 kg de polvo por hectárea, lo que representa una deposición neta de 1 – 4 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> de fósforo, lo que convierte a estos fenómenos un factor crítico para mantener la productividad de este ecosistema (Swap *et al.*, 1992).

Finalmente, la tercera fuente de material particulado a la atmósfera es la quema de biomasa, que puede darse de manera natural (*v.g.* incendios de bosques de coníferas o sabanas) o artificial (quemadas agrícolas por agricultura itinerante), y que contribuye con más del 86% de las emisiones globales de hollín de carbono negro, siendo la mayor fuente las sabanas africanas (Levine *et al.*, 1995).

La composición y propiedades de los aerosoles por quema de biomasa son muy variables, por ejemplo, los aerosoles provenientes de incendios forestales y de turba tienden a tener una mayor eficiencia de dispersión con tamaños de partículas más grandes que los de incendios de pasto y arbustos, lo que probablemente se deba a la diferencia de contribución relativa de las fases de combustión en llamas y sin llama (Shi *et al.*, 2019).

El estudio de este tipo de aerosoles es de interés, ya que la quema de biomasa es una fuente importante de aerosoles, pero también de vapores precursores de aerosoles a la atmósfera. Estas emisiones incluyen aerosoles carbonosos primarios (carbón negro), aerosoles orgánicos primarios, aerosoles inorgánicos (que incluyen potasio, cloruro, sulfato, y otras sales inorgánicas

y minerales traza), así como vapores inorgánicos y orgánicos; todos los cuales se someten a envejecimiento físico a medida que la pluma se transporta a con el viento (Hodshire *et al.*, 2019).

### 1.4.2 Bioaerosoles

El término “bioaerosol” se refiere a la fracción de los aerosoles aerotransportados que tiene naturaleza biológica. Estos bioaerosoles pueden abarcar una amplia variedad de componentes, como organismos vivos adheridos a partículas minerales (*v.g.* bacterias), organismos vivos suspendidos en el aire (*v.g.* algas, amibas e incluso virus), partículas biológicas (*v.g.* fragmentos de plantas, filamentos de hongos, piel, esporas y polen), así como metabolitos y toxinas (Griffiths y DeCosemo, 1994; Naruka *et al.*, 2014). Dependiendo de su origen y tipo, estos bioaerosoles pueden variar en tamaño (Figura 1). Considerando todo lo anterior, es posible considerar la atmósfera como un microbioma, debido a la presencia de factores abióticos distintivos que pueden moldear a sus comunidades microbianas.

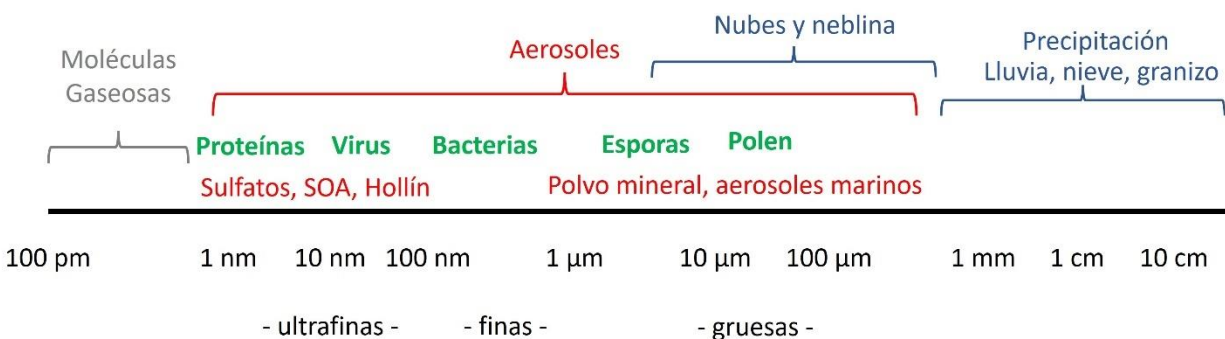


Figura 1. Gama de tamaños de las principales partículas que conforman los aerosoles y bioaerosoles. Modificado de: Pöschl y Shiraiwa, 2015

### 1.5 Microorganismos aerotransportados

En la sección anterior se exploró la importancia de las principales fuentes de material particulado a la atmósfera (aerosoles marinos, polvo mineral y quema de biomasa); estos componentes tienen diferentes efectos, siendo uno de los más estudiados su relación con las comunidades microbianas aerotransportadas.

Los microorganismos aerotransportados pueden encontrarse en el aire en vida libre, o adheridos a las partículas sólidas en suspensión, por lo que se ha encontrado que la composición química

de los aerosoles puede influir en la composición y estructura de las comunidades microbianas aerotransportadas (Innocente *et al.*, 2007).

Esta sección describirá las principales características de los microorganismos aerotransportados, la importancia del estudio de estas comunidades, y los principales ambientes en los que se han realizado este tipo de estudios, haciendo énfasis en los estudios realizados en las ciudades.

### **1.5.1 Características y fuentes de microorganismos aerotransportados**

En la atmósfera se encuentra suspendida una amplia gama de microorganismos, que incluye bacterias, hongos, actinomicetos, virus, polen y algunas arqueas. Estos microorganismos pueden ser suspendidos localmente o transportados desde largas distancias, y tienen su origen en diversas fuentes, como el suelo, cuerpos de agua, vegetación, partículas minerales en suspensión, pelaje y heces de animales, piel y cavidades humanas, entre otros (Stetzenbach, 2007; Chen *et al.*, 2020)

La viabilidad y funciones metabólicas de estos microorganismos dependen en gran medida de su origen, de los nutrientes, y el agua, que pueden obtener del material particulado en suspensión; el cual, hasta cierto punto, puede actuar como un escudo protector contra la radiación ultravioleta, ayudando a reducir el daño causado por la exposición a la luz solar (Kharangate-Lad, 2015; Maier y Gentry, 2015).

Al igual que en otros microbiomas, las comunidades de microorganismos en el aire están sujetas a la influencia de factores ambientales (*v.g.* radiación solar, humedad, temperatura, velocidad del viento). Hay estudios en los que se han observado variaciones temporales y espaciales en estas comunidades, con cambios en su composición y estructura relacionados con variables ambientales, tanto de origen natural como antropogénico (*v.g.* contaminantes atmosféricos) (Li *et al.*, 2019; Tignat-Perrier *et al.*, 2020).

Las bacterias y los hongos son los grupos de microorganismos aerotransportados que se han estudiado más ampliamente. Para el caso de las bacterias, los phyla que mayormente se han reportado en el aire son Actinobacteria, Bacteroides, Firmicutes, Cyanobacteria y Proteobacteria; mientras que, en el caso de los hongos, los phyla más reportados son Ascomycota, Basidiomycota, Chytridiomycota, y Rozellomycota (Chen *et al.*, 2020). Sin embargo, debido a la diversidad taxonómica que presenta cada uno de estos phyla es muy difícil inferir su funcionalidad a este nivel taxonómico.

### 1.5.2 Métodos de colecta

El muestreo de microorganismos aerotransportados involucra la utilización de métodos pasivos o activos. Los métodos pasivos se basan en la sedimentación de partículas en una superficie para su posterior recolección, mientras que los métodos activos implican la captura de microorganismos mediante un flujo de aire controlado (Luciano, 1977)

En general, los métodos activos son los más comúnmente utilizados y abarcan una variedad de técnicas para la captura de microorganismos. Estas técnicas incluyen: a) impactación, donde se aprovecha la inercia del flujo de aire para depositar partículas en un colector, cinta adhesiva o en un recipiente con medio de cultivo; b) impactación en un líquido, que es una variante de la anterior, pero el flujo de aire pasa a través de una solución, agua destilada, o un medio de cultivo líquido; y c) filtración, en la cual el flujo de aire es forzado a través de un filtro, papel filtro o membrana (Grinshpun *et al.*, 2016).

Behzad *et al.* (2015) identificaron cinco puntos clave que hay que considerar al momento de diseñar una investigación que involucre microorganismos aerotransportados: a) la baja densidad de microorganismos en el aire, b) la eficiencia en la recuperación de microorganismos del aire, c) la variabilidad en la composición de las comunidades de microorganismos en el aire, d) la falta de estandarización en protocolos y metodologías, y e) los desafíos relacionados con la secuenciación de ADN y la bioinformática. Adicionalmente, otros puntos clave a considerar son f) la clasificación y g) la inferencia de sus funciones de acuerdo con su taxonomía.

### 1.5.3 Importancia de los microorganismos aerotransportados

El estudio de los microorganismos aerotransportados es importante desde diversas perspectivas. A nivel atmosférico, desempeñan un papel fundamental, ya que actúan como núcleos de condensación, un proceso esencial para fenómenos ambientales y climatológicos como la formación de nubes y la precipitación, que afecta el ciclo del agua (Ladino *et al.*, 2018). Además, algunos de estos microorganismos pueden desempeñar un rol crucial al oxidar compuestos orgánicos volátiles emitidos a la atmósfera, como el metano y ácidos carboxílicos, pudiendo tener un impacto significativo a nivel global (Šantl-Temkiv *et al.*, 2022).

Por otro lado, los microorganismos aerotransportados también pueden colonizar nuevas superficies. En el caso de los suelos, se ha reportado la presencia de microorganismos aerotransportados que cumplen funciones vitales en el suelo, como la descomposición de la

materia orgánica o la participación en ciclos biogeoquímicos como el del nitrógeno (Burns y Hardy, 1975; Smets *et al.*, 2016).

Además de los beneficios ecosistémicos proporcionados por los microorganismos aerotransportados, también existen efectos perjudiciales para el ser humano, las plantas y los animales. Un ejemplo de esto es su capacidad para colonizar nuevas superficies cuando son transportados por el aire. Estos microorganismos, como bacterias, hongos y arqueas, pueden colonizar superficies como hormigón, piedra, ladrillo, yeso, madera, plástico, superficies pintadas e inclusive metal y formar *biofilms* o biopelículas que las deterioran y les dan mal aspecto (Gaylarde y Morton, 1999; Görs *et al.*, 2007)

Estas biopelículas son comunidades biológicas complejas que producen una matriz extracelular compuesta de polisacáridos, proteínas y otras sustancias, y se ha observado que estos biofilms pueden causar daños en edificios (Polo *et al.*, 2012). Los edificios de patrimonio cultural, como iglesias y pirámides, están entre las construcciones más afectadas por este fenómeno (Herrera y Videla, 2004; Ortega-Morales *et al.*, 2019; Cappitelli *et al.*, 2020). Además de colonizar superficies inertes y dañar edificios, estos microorganismos pueden aerotransportarse y colonizar alimentos, lo que tiene implicaciones para la salud humana; ya que pueden ser patógenos o promover la descomposición de alimentos (Annous *et al.*, 2009; Smith *et al.*, 2011).

Además, el aire puede transportar patógenos de animales o humanos desde granjas o plantas de tratamiento de aguas residuales, y dispersarlos (Karwowska, 2005; Yang *et al.*, 2019); además de servir como vector de patógenos de plantas (West *et al.*, 2009). Se ha documentado que algunos microorganismos aerotransportados pueden ser patógenos para los humanos, provocando infecciones respiratorias, oculares, cutáneas, gastrointestinales y sistémicas (Fiegel *et al.*, 2006; Doron y Gorbach, 2008; Sharif, 2022); además de que pueden provocar reacciones alérgicas, principalmente en personas sensibles (Agarwal *et al.*, 1984; Burge y Rogers, 2000). Este amplio espectro de impactos tanto positivos como negativos en los ecosistemas y la salud humana, subraya la importancia de comprender y estudiar los microorganismos aerotransportados de manera integral.

#### **1.5.4 Estudio de microorganismos aerotransportados**

De manera general, los estudios de la microbiota aerotransportada pueden dividirse en dos grandes grupos. En primer lugar, se enfocan en ambientes interiores, como escuelas, casas, aviones, estaciones del metro, y hospitales, centrándose en la transmisión aérea de patógenos

y alérgenos humanos (Prussin y Marr, 2015). Sin embargo, para los propósitos de este trabajo, nos centraremos en el segundo grupo: los estudios realizados en exteriores.

Los estudios sobre microorganismos aerotransportados en ambientes exteriores abarcan una amplia gama de áreas, uno de los entornos que más ha recibido atención son las plantaciones agrícolas. Esto se debe a que el viento puede actuar como un medio de transporte para numerosos organismos patógenos de plantas y vectores de enfermedades que generan cuantiosos daños económicos. Por ejemplo, en el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) en Costa Rica, se han llevado a cabo investigaciones relacionadas con detección y la dispersión de patógenos responsables de la enfermedad Sigatoka en plantaciones de plátano (Burt *et al.*, 1977).

En Argentina, se han realizado estudios para la clasificación molecular de esporas de hongos pertenecientes al género *Cladosporium* que son transportadas por el aire; este género, aunque ubicuo y abundante en la atmósfera, incluye muchas especies patógenas para cultivos (Temperini *et al.*, 2018). En México, el estudio de la microbiota aerotransportada de ha implementado en agroecosistemas, como el estudio de Valle-Aguirre *et al.* (2016), que reportaron los géneros *Fusarium* y *Colletotrichum* como los más predominantes entre los hongos patógenos del aguacate en una plantación de esta especie. Estos estudios en plantaciones y agroecosistemas ofrecen una comprensión más detallada de la biología de las especies, lo que facilita el desarrollo de estrategias más efectivas para su clasificación y control; además, estos hallazgos pueden influir en la producción de alimentos en áreas urbanas, dada la creciente tendencia de cultivar en las ciudades.

Además de las plantaciones, existen otros entornos de interés debido a su potencial como fuentes de microorganismos patógenos y material particulado en la atmósfera, lo que puede tener efectos perjudiciales para la salud. Entre estos entornos se incluyen los vertederos de basura, las granjas de animales y las plantas de tratamiento de aguas residuales. Hay estudios que han reportado que el aire en zonas aledañas a plantas de tratamiento de residuos sólidos puede transportar hasta más de 2,400 unidades formadoras de colonias (UFC) por m<sup>3</sup> (Mendoza *et al.*, 2020), y puede transportar microorganismos patógenos como *Clostridium sp.*, *Salmonella sp.*, *Pseudomonas aeruginosa* y *Bacillus subtilis* (Kalwasińska y Burkowska, 2013;).

En relación con las plantas de tratamiento de aguas residuales, se ha documentado que la concentración de UFC en el aire circundante puede variar de 23 a 4,878 por m<sup>3</sup> y que se

encuentran géneros como *Micrococcus*, *Bacteroides*, *Chryseobacterium*, *Pseudomonas* y *Acinetobacter*, que comprenden especies patógenas (Yang *et al.*, 2019). En las granjas de animales, donde se realiza un manejo zootécnico intensivo, se han observado géneros de bacterias patógenas aerotransportadas, como *Staphylococcus*, *Sphingomonas* y *Acinetobacter*, de los que también se han reportado cepas resistentes a antibióticos (Bai *et al.*, 2022). Estos intervalos de UFC son muy variables, y pueden sobrelaparse con conteos de ambientes de interiores (v.g. hospitales, casas, escuelas) (Rocha *et al.*, 2012; Ponce-Caballero *et al.*, 2016); sin embargo, el punto clave es la presencia de organismos patógenos.

Estos estudios resaltan la importancia de investigar la microbiota aerotransportada a partir de fuentes de contaminación, lo cual no solo ayuda a comprender los riesgos a los que están expuestos los trabajadores en estos entornos, sino que también expone los posibles riesgos para la población en áreas cercanas, ya que los microorganismos en el aire pueden viajar largas distancias.

En este sentido, los grandes asentamientos humanos se han convertido en uno de los principales focos de estudio de la microbiota aerotransportada, debido a su potencial para transmitir patógenos y alérgenos humanos. Un estudio de Flies *et al.*, (2020) reveló que en las ciudades se observa una menor abundancia y diversidad de microorganismos aerotransportados en comparación con los asentamientos rurales, y esto se atribuye a los efectos de la urbanización. De manera similar, Liu *et al.*, (2019) señalan que esta distinción entre áreas urbanas y rurales se debe principalmente a la actividad humana, que es la causa fundamental de los contaminantes del aire, como PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> y CO, que influyen en las comunidades de bacterias y hongos en la atmósfera.

Dado este contexto, las diferencias en las comunidades de microorganismos en el aire también sugieren que sus efectos en la salud humana pueden variar significativamente. Por ejemplo, Priftis *et al.*, (2007) observaron una mayor prevalencia de alergias y sensibilización en niños que crecían en áreas urbanas en comparación con los que crecían en áreas rurales. Teniendo en cuenta estas variaciones entre entornos rurales y urbanos, así como los diferentes niveles de urbanización en las ciudades, es crucial avanzar en la comprensión de la composición de las comunidades de microorganismos y sus efectos en la salud pública.

Se han realizado varios estudios en áreas urbanas para caracterizar las comunidades de microorganismos transportados por el aire. Estos estudios incluyen tanto investigaciones



enfocadas únicamente en organismos cultivables, como estudios de metagenómica. Uno de los hallazgos clave en entornos urbanos es que existe una variación temporal y espacial en la composición de las comunidades de microorganismos transportados por el aire. Esta variación se debe principalmente a factores climáticos y antropogénicos, por lo que a menudo muestra patrones estacionales (Li *et al.*, 2019; Tignat-Perrier *et al.*, 2020; Chatoutsidou *et al.*, 2023). Por ejemplo, hay estudios que han demostrado que los cambios pueden ocurrir tanto en un período de horas como en un ciclo estacional más amplio (v.g. día y noche, mensual, estaciones del año) (Zhiguo *et al.*, 2004; Gusareva *et al.*, 2019).

Factores ambientales como la humedad relativa, la velocidad del viento, la temperatura y la radiación solar han demostrado ser consistentes en su capacidad para influir en la composición de las comunidades de bacterias y hongos en el aire de las ciudades (Genitsaris *et al.*, 2017; Lee *et al.*, 2017; Kilic *et al.*, 2020). Además, se ha encontrado que la diversidad de bacterias también está influenciada por el origen de las partículas aerotransportadas a las que están adheridas (Cha *et al.*, 2017).

Las fuentes de microorganismos en el aire de la ciudad pueden incluir ambientes peculiares. Por ejemplo, se ha descubierto que las heces, principalmente de perros, son una fuente significativa de microorganismos en el aire de las ciudades (Bowers *et al.*, 2011). Lo cual agrega una dimensión interesante a la comprensión de la microbiota aerotransportada en entornos urbanos.

A nivel de género, la riqueza varía considerablemente en diferentes ciudades. Por ejemplo, Beijing (China) y Ciudad de México (México) reportan una riqueza de 526 y 627 géneros, respectivamente (Gao *et al.*, 2017; Serrano-Silva y Calderón-Ezquerro, 2018). En un estudio longitudinal realizado a lo largo del año en Madrid (España), se encontraron hasta 1,086 géneros de bacterias en una sola muestra (Núñez *et al.*, 2021). Por otro lado, los hongos exhiben una riqueza de géneros notablemente menor, con estudios que reportan de 45 (Lecce, Italia) a 570 (Madrid, España) géneros de hongos (Fragola *et al.*, 2021; Núñez *et al.*, 2021).

Estas diferencias entre ciudades pueden atribuirse a factores intrínsecos a las áreas urbanas, como las condiciones ambientales y los niveles de contaminación atmosférica. Además, las variaciones en los métodos de muestreo, procesamiento de muestras, técnicas de análisis y clasificación taxonómica pueden influir en la diversidad de géneros encontrados. A pesar de estas variaciones, algunos géneros de bacterias y hongos se han detectado de manera consistente en el aire de diversas ciudades, algunos géneros (v.g. *Enterococcus*, *Escherichia*)

de interés en términos de salud pública al incluir especies patógenas, patógenos oportunistas como *Pseudomonas* (Gao *et al.*, 2017; Al Salameen *et al.*, 2020) o géneros que comprenden especies alergénicas como *Cladosporium*, *Alternaria*, *Aspergillus* y *Fusarium* (Al Salameen *et al.*, 2020; Fragola *et al.*, 2021).

En resumen, los estudios de microbiota aerotransportada en entornos urbanos revelan una dinámica compleja de microorganismos en el aire, con variaciones temporales y espaciales significativas. La influencia de factores geográficos, ambientales y antropogénicos en estas comunidades es evidente, y se han encontrado tendencias generales en la composición microbiológica del aire de la ciudad. Además, la presencia de microorganismos patógenos y alergénicos resalta la relevancia de comprender esta microbiota para evaluar los riesgos para la salud pública en áreas urbanas.

## **1.6 Depositiones atmosféricas**

Además del estudio de la microbiota aerotransportada como componente atmosférico, también es esencial considerar las deposiciones atmosféricas como otro elemento clave de la dinámica atmosférica. En esta sección, nos adentraremos en la dinámica y los efectos de las deposiciones atmosféricas y su relevancia en cuestiones ecosistémicas y de salud.

### **1.6.1 Definición y tipos**

El término “deposiciones atmosféricas” se refiere a las partículas suspendidas que se asientan en las superficies (de suelos, construcciones, objetos, etc.), ya sea a través de la deposición en seco (por efecto de la gravedad) o húmedas, por lavado (v.g. lluvia, granizo, rocío) (Cizmecioglu y Muezzinoglu, 2008). Estas partículas pueden incluir material aerotransportado desde distancias significativas o partículas emitidas localmente, lo que contribuye a una variabilidad tanto espacial como temporal en su composición (Noll *et al.*, 1988; Scorer, 1992).

La composición química de las partículas aerotransportadas puede variar espacial y temporalmente, así como responder a patrones estacionales (v.g. Japón, Korea, Pakistán, China) (Kaneyasu *et al.*, 1995; Hao *et al.*, 2007; Shah y Shaheen, 2010; Lee y Hieu, 2011), lo que influye en la composición química tanto de las deposiciones húmedas (e.g. lluvia) como secas (Kopáček *et al.*, 1997; Lee *et al.*, 2000; Artaxo *et al.*, 2002). Esta variación puede deberse a fluctuaciones en las fuentes de emisiones, cambios en las actividades humanas, condiciones meteorológicas (condiciones ambientales en un momento dado) y el clima, uso del suelo (principalmente tipo de

vegetación) y topografía, los cuales son factores determinantes en las tasas y patrones de deposición (Weathers y Ponette-González, 2011).

### **1.6.2 Depositiones atmosféricas y sus principales efectos ecosistémicos**

Las deposiciones atmosféricas ejercen diversos efectos en los ecosistemas, destacándose su contribución al ciclo global de nutrientes. La deposición atmosférica de nitrógeno es generalmente de magnitud modesta en comparación con los aportes derivados de la descomposición de la materia orgánica y la fijación biológica de nitrógeno. Sin embargo, en algunas regiones, las tasas de deposición de nitrógeno han experimentado incrementos notables debido a las actividades humanas (Chiwa *et al.*, 2013).

Se ha documentado que hasta un 60% del nitrógeno (N) almacenado en los suelos se fija biológicamente, con tasas que oscilan entre 20 y 300 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en suelos predominantemente dominados por leguminosas (Soumare *et al.*, 2020). En contraste, la cantidad de nitrógeno depositada desde la atmósfera se han reportado en niveles considerablemente más bajos; en un estudio realizado por Van Langenhove *et al.*, (2020) encontraron que la deposición atmosférica de nitrógeno en un bosque tropical puede alcanzar hasta 13 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>.

Este mismo estudio reveló que, en el caso del fósforo (P) y el potasio (K), se observa una tendencia opuesta, donde las deposiciones atmosféricas son de mayor relevancia en comparación con las cantidades liberadas a través de la descomposición de la hojarasca. Las deposiciones atmosféricas de estos elementos pueden llegar a ser hasta tres veces mayores si consideramos tanto las deposiciones directas (secas y húmedas) como el lixiviado del dosel.

Además de los macronutrientes (N, P, K), las partículas aerotransportadas que son depositadas también pueden desempeñar un papel significativo en la aportación de micronutrientes cruciales, tales como zinc, cobalto, níquel, manganeso y cobre (Duce *et al.*, 1991). En este contexto, es esencial resaltar la importancia de las deposiciones atmosféricas como un componente fundamental en los ciclos biogeoquímicos de ciertos elementos.

Este aporte de nutrientes por parte de las deposiciones atmosféricas, no solamente se da en ecosistemas terrestres, sino también en ecosistemas acuáticos. En el caso de los sistemas acuáticos, el fitoplancton puede experimentar limitaciones en la disponibilidad de P y/o N, siendo las deposiciones atmosféricas un importante aporte de nutrientes que tiene influencia en la productividad primaria de estos ecosistemas (Guerzoni *et al.*, 1999; Van Wambeke *et al.*, 2021).

Por lo contrario, en algunas regiones también se han encontrado efectos adversos relacionados con las deposiciones atmosféricas, uno de ellos es que pueden contribuir a la eutrofización de cuerpos de agua y zonas costeras (Paerl, 1995; Bergström y Jansson, 2006). Un segundo efecto negativo, es que las deposiciones pueden contribuir en el aporte de contaminantes a la corteza terrestre o cuerpos de agua, tales como pesticidas organoclorados, microplásticos, metales pesados (i.e. cadmio, cromo, mercurio, níquel), hidrocarburos aromáticos policíclicos (Klein y Fischer, 2019; Luo *et al.*, 2019; Hermanson *et al.*, 2020; Hou *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2020).

Por otro lado, la problemática difiere en entornos urbanos. En estas áreas, tanto el material particulado aerotransportado, las deposiciones atmosféricas y el material particulado generado *in situ* (i.e. a través de la industria, la quema incompleta de combustibles fósiles en automóviles, y el polvo de carreteras/caminos/calles) contribuyen a la formación de los polvos urbanos (Du *et al.*, 2004). Estos polvos urbanos, caracterizados por su enriquecimiento en metales pesados (v.g. plomo, cadmio, cobre) (Chenery *et al.*, 2020), al encontrarse depositados en las superficies de las ciudades, pueden ser re-suspendidos por el viento. Una vez en suspensión, entran en contacto con los seres humanos, pudiendo penetrar a través de sus vías respiratorias y dando lugar a problemas de salud, tales como enfermedades respiratorias, cardiovasculares y efectos adversos sobre el sistema nervioso y endocrino, así como un aumento en la prevalencia de enfermedades como la diabetes (Kaur y Jhamaria, 2021).

## **1.7 Estudios realizados en Mérida, Yucatán**

### **1.7.1 Estudios relacionados con microbiota aerotransportada**

En Mérida, Yucatán, se han llevado a cabo solamente tres estudios relacionados con la microbiota aerotransportada. El primero, dirigido por Ponce-Caballero *et al.*, (2010) en el que se compararon las comunidades de hongos cultivables aerotransportados en interiores y exteriores de viviendas en la ciudad. Encontraron un total de 16 especies de hongos, siendo las más abundantes *Cladosporium* spp., *Fusarium* spp., *Acremonium* spp., *Alternaria* spp. y *Bipolaris* spp., de los cuales, el género *Cladosporium* fue el más frecuente, presente en el 53% de las muestras de interiores y en el 70% de las muestras de exteriores.

En un segundo estudio, también llevado a cabo por Ponce-Caballero *et al.*, (2013) se investigó la variación estacional de propágulos de hongos aerotransportados, a partir de su cultivo e clasificación a partir de claves taxonómicas. Se compararon las comunidades de interiores y exteriores, considerando la temperatura, humedad relativa y velocidad del viento durante las

estaciones secas (mayo), lluviosa (octubre) y de frentes fríos (febrero). Se observó la misma composición de especies que en el estudio anterior, destacando también la prevalencia de *Cladosporium* durante la temporada lluviosa y de frentes fríos. Además, se encontraron correlaciones negativas con la temperatura y positivas con la humedad relativa respecto a las concentraciones de propágulos de hongos. En cuanto a la variación estacional, algunos géneros incrementaron sus abundancias relativas (v.g. *Alternaria*, *Aspergillus*, *Geotrichium* y *Nogrospora*) durante la temporada seca en comparación con las temporadas lluviosa y de nortes.

En un estudio más reciente, Rodríguez-Gómez *et al.*, (2020) examinaron la variabilidad estacional e interanual de bacterias, hongos y actinobacterias cultivables. A diferencia de los estudios anteriores, en este caso, la identificación de microorganismos se realizó mediante cultivo, purificación de cepas y clasificación taxonómica mediante secuenciación de ADN y bioinformática. Los resultados indicaron una mayor concentración de propágulos de hongos (374-1,018 UFC m<sup>-3</sup>), en comparación con las bacterias (16-69 UFC m<sup>-3</sup>), que son aerotransportados en Mérida, especialmente durante la temporada lluviosa. Los phyla más abundantes encontrados en bacterias fueron Firmicutes, Actinobacteria, Proteobacteria y Bacteroidetes, mientras que para hongos se reportaron a nivel de géneros, destacando *Aspergillus*, *Alternaria* y *Cladosporium*.

Aunque estos estudios proporcionan información valiosa al clasificar taxones que contengan microorganismos patógenos o alergénicos, presentan una limitación significativa al centrarse exclusivamente en microorganismos cultivables, pues, como ya se ha mencionado anteriormente, este tipo de microorganismos representa solo una fracción pequeña de la riqueza real presente.

### 1.7.2 Estudios relacionados con deposiciones

Al igual que en los estudios de microorganismos aerotransportados, la investigación sobre las deposiciones atmosféricas en la ciudad de Mérida es limitada, con solo un estudio realizado hasta la fecha. Este estudio abordó las deposiciones de sulfatos, amonio y nitratos, identificando flujos de deposición de 6.25, 2.32 y 2.87 kg h<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, respectivamente (Cerón-Bretón *et al.*, 2018). En otro estudio, pero a nivel del estado de Yucatán, se estimó la deposición total de fósforo en un rango de 185 a 345 g P ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Das *et al.*, 2013).

Además de estos análisis, existen otros trabajos que brindan perspectivas sobre el comportamiento de las deposiciones atmosféricas en la región. Un estudio llevado a cabo por Córdova *et al.*, (2020) realizó la caracterización química de los aerosoles durante tres meses

(enero, abril y julio), destacando patrones estacionales. En enero, se observó una predominancia de sales marinas (NaCl), mientras que en abril aumentaron los aportes de potasio (probablemente asociados a quemas agrícolas), y en julio se identificó una predominancia de silicio y trazas de titanio (lo que coincide con la llegada de polvo del Sahara).

Finalmente, dos estudios han abordado los polvos urbanos en la ciudad de Mérida, resaltando la presencia de metales pesados como cobre, zinc y plomo, asociados a actividades humanas. A pesar de esto, la ciudad de Mérida exhibió las concentraciones más bajas de estos metales y también la menor contaminación por polvos urbanos entre las ciudades evaluadas (Ciudad de México, San Luis Potosí, Toluca, Morelia, Ensenada, Mérida) (Aguilera *et al.*, 2022). Otro estudio reveló una contaminación moderada por plomo, manganeso, hierro, calcio, estroncio e itrio en interiores y exteriores de hogares en Mérida (Andrade *et al.*, 2023).

Aunque estos últimos estudios no se centran directamente en el análisis de las deposiciones atmosféricas, proporcionan indicios de que estas deposiciones pueden tener un comportamiento estacional. El cual puede estar influenciado por la composición de los aerosoles atmosféricos y verse afectado por el material particulado emitido *in situ* en la ciudad, el cual posteriormente puede ser re-suspendido.

## JUSTIFICACIÓN

La microbiota aerotransportada y las deposiciones atmosféricas emergen como componentes fundamentales en la dinámica ecosistémica en las ciudades, además de que pueden tener repercusiones directas en la salud humana, vegetal y animal, ya que el aire funge como un vector de microorganismos patógenos y alergénicos tanto para humanos, como para plantas y animales (Holt y Thomas, 2005; Triadó-Margarit *et al.*, 2022).

Mérida es el centro urbano más poblado de la Península de Yucatán, con más de 900,000 habitantes en 2020 (INEGI, 2020). Sin embargo, existen pocos estudios sobre la calidad del aire en la ciudad, y en particular sobre la microbiota aerotransportada. Los estudios existentes en la región se han centrado principalmente en microorganismos cultivables, lo que limita nuestra comprensión de la verdadera diversidad y los posibles impactos de estos microorganismos en el ambiente y la salud humana.

Por estas razones, resulta especialmente relevante estudiar la microbiota aerotransportada en Mérida. Además, un enfoque longitudinal es crucial para comprender las variaciones estacionales y temporales, los efectos de los cambios ambientales a corto plazo, las posibles implicaciones para la salud, el seguimiento de las fuentes de origen, y las relaciones con las actividades humanas estacionales. Este tipo de estudio es de particular interés en Mérida debido a sus características, como su clima tropical (a diferencia de la mayoría de los estudios realizados en climas templados) y variables ambientales particulares, como las elevadas temperaturas, la alta humedad relativa y la intensa radiación UV.

Asimismo, el estudio de las deposiciones atmosféricas, tanto húmedas como secas, proporciona información para comprender la importancia del transporte aéreo de algunos elementos, como el fósforo y el potasio, sobre la fertilidad de los suelos en la región. Además, de ofrecer indicios cruciales sobre posibles riesgos para la salud humana, al revelar la posible exposición de las personas a ciertos elementos suspendidos en el aire, tales como metales pesados (Aguilera *et al.*, 2022).

Esta investigación tiene como propósito proporcionar una base científica para avanzar en la comprensión de los intrincados vínculos entre la dinámica atmosférica de la microbiota aerotransportada y las deposiciones atmosféricas, con la salud humana y la fertilidad del suelo.

## **OBJETIVOS**

### **Objetivo general**

Analizar las características y posibles cambios longitudinales de las comunidades de bacterias y hongos aerotransportados mediante un enfoque metagenómico, así como la composición química de las deposiciones atmosféricas, y su posible relación con la fertilidad del suelo y la salud humana en un punto de la ciudad de Mérida, Yucatán, con el propósito de establecer una base para identificar potenciales riesgos ambientales y sanitarios asociados a la calidad del aire.

### **Objetivos específicos**

- I. Analizar el estado del arte de los estudios sobre microbiota aerotransportada en México para identificar posibles vacíos de información, principales metodológicas empleadas y áreas poco exploradas.
- II. Analizar los posibles cambios mensuales de las comunidades aerotransportadas de bacterias y hongos, y su relación con las variables ambientales [temperatura, humedad relativa, precipitación, radiación solar, índice UV, dirección y velocidad del viento] en la ciudad de Mérida, Yucatán, a través de un año.
- III. Investigar los cambios longitudinales en la composición química de las deposiciones secas [contenidos de K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Sn, Sb] y húmedas [Sulfatos, Cloruros, Nitratos, Calcio, Magnesio, Sodio, Potasio] de la ciudad en la ciudad Mérida, Yucatán y sus aportes en cuanto a fertilidad de suelos.
- IV. Analizar la posible relación entre los cambios longitudinales en la composición de los microorganismos aerotransportados y las deposiciones con la salud humana.



## CAPÍTULO II

*Artículo científico: Revista Atmósfera [Publicado].* Álvarez-Rivera, Ó.O., Estrada-Medina, H., Ferrer, M.M., & O’connor-Sánchez, A. (2024). Studies on airborne microbiota in Mexico, a review. *Atmósfera*, 38: 453-472. <https://doi.org/10.20937/ATM.53325>

### 2. Studies on airborne microbiota in Mexico, a review

Óscar Omar Álvarez-Rivera, Héctor Estrada-Medina, Miriam Monserrat Ferrer, Aileen O’connor-Sánchez

#### 2.1 Abstract

Airborne microbiota has garnered increasing interest in recent decades, not only because of its role as carrier of pathogenic microorganisms and its involvement in the deterioration of man-made objects, buildings, and food, but also because of its participation in atmospheric processes and its content of microorganisms important for biogeochemical cycles in different ecosystems. In order to understand and comprehensively analyze existing studies on airborne microbiota in Mexico, a systematic review was conducted utilizing Web of Science and Google Scholar as search tools. The information found in the 35 identified publications was systematically organized, including title, study location, sampling method, laboratory approach, identification method, and organisms found. This information was then ordered into three sections: bibliometric analysis, employed methodologies, and main findings. Through this work, it was revealed that the studies were carried out in 14 out of the 32 states of Mexico, with Mexico City standing out with 17 articles. Three methodological approaches were identified: microbial cultures (77% of the studies), microscopy (11.5%), and metagenomics (11.5%). The studies predominantly focused on state capitals or densely populated cities, making the identification of potentially pathogenic organisms from humans, animals, and plants, of particular interest. This comprehensive review lays the foundation for proposing compelling avenues of future research, aimed at advancing our comprehension of airborne microbiota in Mexico.

#### 2.2 Introduction

The Earth's atmosphere is an intricate and ever-changing blanket of gases that envelops the surface of our planet, surrounding not only all human beings but also terrestrial plants, animals, buildings, and man-made objects. These gases carry suspended particles, both solid and liquid, along with microorganisms, which may be attached to them or in free form (Zhai *et al.*, 2018). All these components play a crucial role in our interactions with the environment. Biological and human activities affect them, and they in turn influence biological processes.

Numerous studies have been conducted in major cities around the world to analyze the effects of the composition and size of airborne particulate matter on human health (e.g., Querol *et al.*, 2008; Chirino *et al.*, 2015; Davidson *et al.*, 2005); and in recent years, interest in the study of airborne microorganisms has also increased worldwide (Song *et al.*, 2022; Triadó-Margarit *et al.*, 2022; Noda *et al.*, 2023).

Based on the PubMed database (NCBI, 2023), the number of published articles on airborne microorganisms have experienced substantial growth over the past two decades. In 2000, there were 246 articles on this topic, whereas in 2023, the figure soared to 1,180 papers, representing an impressive nearly five-fold increase. This was mainly due to the implications of microorganisms on human health and on the deterioration of agricultural products, buildings, crops, foodstuffs, and man-made objects.

The composition and structure of airborne microbial communities exhibit continuous spatial and temporal variations influenced by various factors, including geographical features, environmental conditions, and human activities (e.g., Li *et al.*, 2019; Qi *et al.*, 2020, Tignat-Perrier *et al.*, 2020). Specific investigations are needed to understand both cross-sectional and temporal variations in airborne microbiota and their underlying causes.

Several studies on airborne microbiota have been conducted in Mexico using different research approaches. The aim of this review was to identify, organize, and analyze them in order to find out how many there are, how and where they have been carried out, and what they have uncovered. The analysis is divided into three sections 1) a bibliometric investigation of the studies, 2) an examination of the methodologies employed, and 3) an analysis of the airborne microorganisms found in different sites in Mexico. On this basis the state of the art and gaps in knowledge were identified and discussed.

### **2.3 Material and Methods**

A systematic review of articles up to June 2023 was performed using the Web of Science (WS) database. The search keywords used were "Airborne microorganisms Mexico" and "Airborne microbiota Mexico". All retrieved references were reviewed and assessed based on their title and abstract to decide whether or not to include them in this study. The following studies were excluded 1) studies not conducted in mainland Mexico (e.g., studies conducted in the Gulf of Mexico or New Mexico), 2) studies that did not investigate airborne microorganisms, 3) non-peer-reviewed papers, and 4) studies conducted in indoor environments.

To avoid overlooking any relevant research on the topic, a second search was conducted using the same keywords in the Google Scholar (GS) database, with the same inclusion and exclusion criteria, and its results were added to the WS-derived database.

The bibliographic information found was systematized in a database where the information of each article was registered, including the year of publication, sampling method, organisms studied, identification method, state of the Mexican Republic where the study was carried out, and if applicable, the culture medium used, as well as the methods of DNA extraction and sequencing. Finally, the studies were classified into three types: 1) Those employing culture techniques, when a culture medium was used to isolate microorganisms for subsequent identification; 2) those based on microscopy, where the bulk particles collected were analyzed directly under the microscope; and 3) those carried out using metagenomics, which involves the collection of environmental samples, extraction of metagenomic DNA, sequencing and in silico identification of microorganisms.

## **2.4 Results and discussion**

### **2.4.1 Bibliometric analysis**

In the initial Web of Science (WS) search, a total of 91 studies were identified, 69 of which were excluded because they did not meet the established criteria, and further 6 studies were excluded because they were conducted in indoors environments. So finally, by adding 19 studies found in the Google Scholar (GS) search, a total of 35 studies on outdoor air microbiota in Mexico were found. The first of these was published in 1987 and the last in June 2023 (Figure 2).

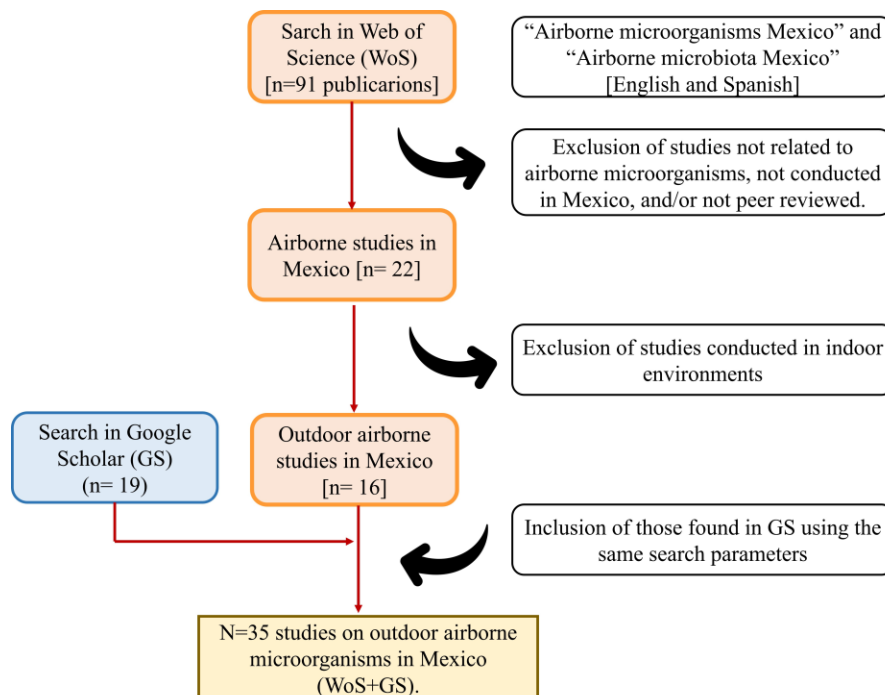


Figure 2. Flow chart of the methodology indicating the number of papers in each step.

The average number of studies on airborne microbiota conducted in Mexico is about one per year, and it should be noted that in 16 of these 37 years, no paper was published (Figure 3). However, in the last eight years there has been a marked increase in the frequency of publications, with at least one publication per year, bringing the average to 1.75 per year. Thus, it seems that publications on this topic are becoming more frequent. 2014 and 2016 stand out as the years with the highest number of publications, with 5 and 3 articles respectively.

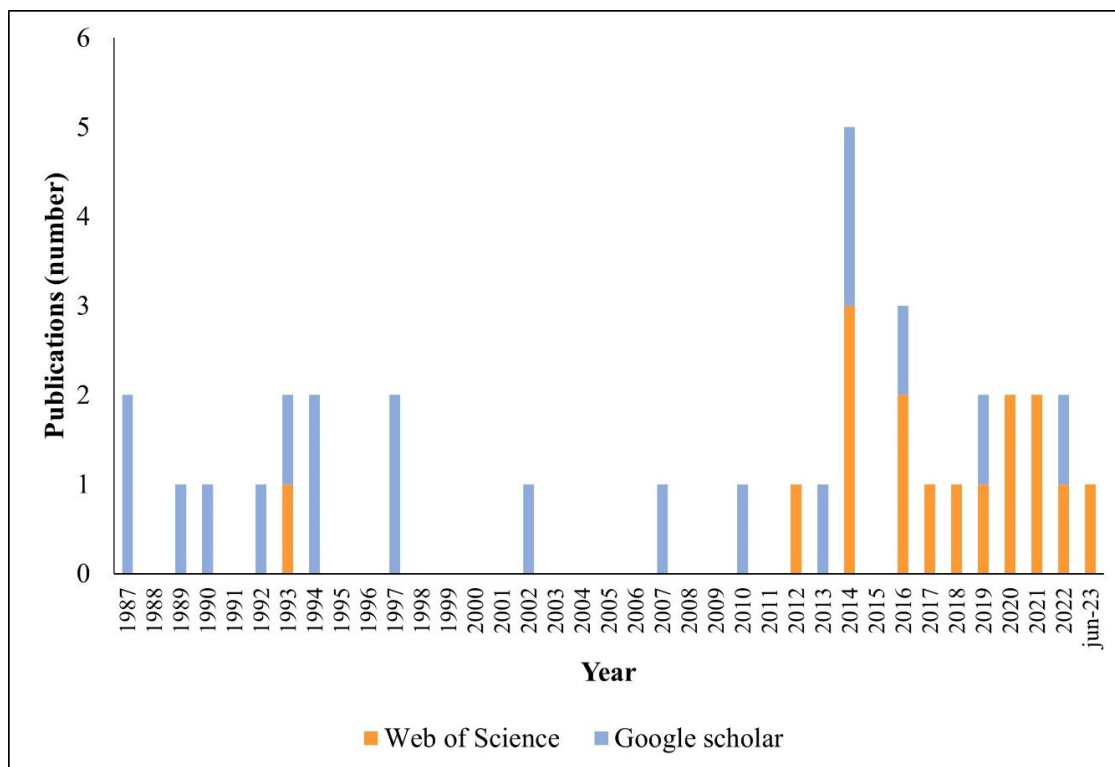


Figure 3. Number of studies identified by year and source.

As can be seen in Figure 3, from 1987 to 2013, articles published in GS were more abundant than those in the WoS; but from 2013 onwards this ratio was reversed, with WoS articles taking the lead. This change was possibly due to the fact that, although the WoS was launched in 1964 as the Science Citation Index (SCI), it did not have the extensive number of indexed journals that it has today. The platform has undergone several updates and extensions over time, and the number of its indexed journal articles has increased as the number of indexed journals has grown.

Within the period studied, articles on the airborne microbiota in Mexico meeting the search criteria, were published in 25 journals (Table 1). The journal with the highest number of articles was “Aerobiologia”, with a total of 6 articles. It was followed by Atmospheric Environment, Environmental Pollution, International Journal of Biometeorology and Water, Air, and Soil Pollution, each with two studies. These journals accounted for 40% of the airborne microbiota reports in Mexico. The remaining 60% were distributed among 20 journals, with one study published in each.

Table 1. Scientific journals in which articles related to airborne microbiota in Mexico were published from 1987 to jun2023. Only those meeting the criteria mentioned in the text were considered.

<b>Journal</b>	<b>Number of articles</b>	<b>Impact factor (WoS-2023)</b>
Aerobiologia	6	2.0
Atmospheric Environment	2	5.0
Environmental Pollution	2	8.9
International Journal of Biometeorology	2	3.2
Water air and soil pollution	2	2.9
Applied and Environmental Microbiology	1	4.4
Atmósfera	1	1.4
Atmosphere	1	2.9
Environmental Research	1	8.3
Frontiers of Environmental Science & Engineering	1	6.4
Geofísica Internacional	1	0.4
Ingeniería	1	NA
International Journal of Environmental Health Research	1	3.2
International Journal of Family & Community Medicine	1	NA
International Research Journal of Biological Sciences	1	NA
Journal of Aerosol Science	1	4.5
Journal of Environmental Biology	1	NA
Journal of Environmental Health	1	0.8
Journal of Environmental Protection	1	NA
Journal of Environmental Sciences	1	6.9
Journal of exposure analysis and environmental epidemiology	1	NA
Journal of the Mexican Chemical Society	1	1.5
Microbial Ecology	1	3.6
Revista Latinoamericana de Microbiología	1	NA
Revista Mexicana de Micología	1	NA

NA, journals that are not in the Web of Science 2023 database. WoS, 2023.

### 2.4.2 Analysis of the aims pursued

Almost all articles on airborne microbiota published so far in Mexico have been aimed at expanding the basic knowledge on this topic rather than looking for a concrete practical application. Although it is worth mentioning that most have focused on the presence of potentially pathogenic or allergenic genera.

Regarding bacterial microbiota, eight of the 14 studies conducted so far aimed to investigate the presence of potentially pathogenic bacteria in the air, as well as their possible correlations with environmental variables, such as spatial distribution and seasonality. Using culture techniques, they have specifically analyzed the presence of genera such as *Staphylococcus*, *Streptococcus*, *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Escherichia*, *Enterobacter*, *Enterococci*, *Listeria*, *Klebsiella*, *Proteus*, and *Citrobacter*. Another study also evaluated the antibiotic resistance of *Staphylococcus* isolates, which was the closest to a potential application (Alvarado *et al.*, 2012).

Three additional works also aimed to analyze the possible relationships between seasonality and airborne bacteria, but these by using metagenomics. And finally, two more studies aimed to develop or evaluate the suitability of some methodologies. One for sampling airborne microorganisms, while the other for detecting specifically *Enterococcus fecalis*.

As for the studies on airborne fungi, ten (out of the 20 that have been published) aimed to analyze possible relationships between potentially allergenic fungal taxa and their seasonality or spatial distribution. They studied genera such as *Cladosporium*, *Alternaria*, *Aspergillus*, *Curvularia*, *Fusarium*, by culturing their propagules, filaments, or spores, or by identifying spores under the microscope. In addition to these ten papers, eight other studies focused on characterizing airborne fungal communities and analyzing their relationships with temporal or environmental variables, independently of their allergenicity, either by culture, microscopy or metagenomics. Other work focused on the identification of airborne taxa potentially pathogenic to avocado crops (which can be considered application-oriented), and a further study aimed at developing methodologies for spore identification by PCR.

Finally, seven studies investigated the presence of airborne non-fungal eukaryotes, such as algae, amoebae and protozoa. Four of them took a descriptive approach to the presence of potentially pathogenic microorganisms. Other investigated the allergenicity of airborne algae. And the remaining two studies focused on the identification and characterization of airborne microeukaryotes without a special emphasis on their possible pathogenicity or allergenicity.

### 2.4.3. Analysis of the methodologies used.

A wide variety of methodologies for the study of airborne microorganisms were used in the 35 articles analyzed. A summary of the most used methodologies is presented in figure 4. In general, they can be divided into three main steps: (1) the sampling method, (2) the main methodological approach, and (3) the identification strategy of microorganisms (Figure 4).

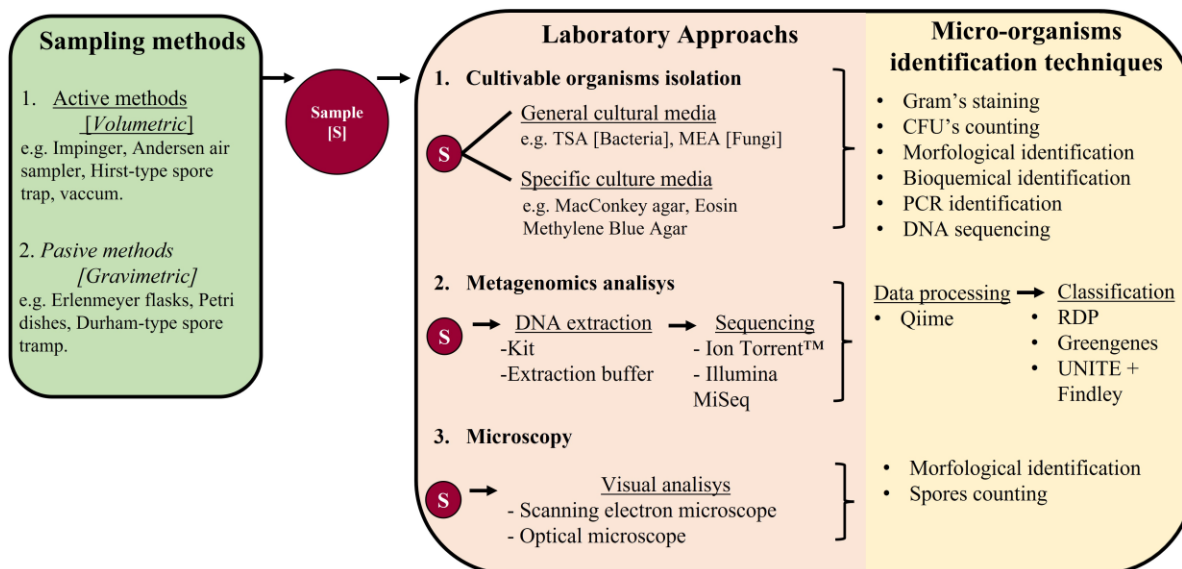


Figure 4. Flowchart illustrating the three main methodological steps that have been used for the study of airborne microorganisms in Mexico

### Sampling method

Regarding the sampling method, samplers can be divided into active and passive. Active, or volumetric samplers, are devices that operate by drawing in or aspirating air through a controlled air flow. In these, the sample can be collected in different ways, 1) through multi-stage impactors which are designed to draw air in and capture particles in one or multiple stages, separating the particles according to their size for later analysis (e.g. the Andersen six-stage sampler), 2) filtered through a membrane (e.g. the high volume total suspended particulate air sampler), or 3) passed through a liquid phase (e.g. the bubble flask with culture medium or saline solution). In the analyzed publications, the air flow rate through the active samplers ranged from  $10 \text{ L min}^{-1}$  (for example, using a Hirst spore trap) (HTS) to  $600 \text{ L min}^{-1}$  (using a high throughput jet sampler), and the filtering time also had a wide range of variation (from minutes to days), so the total volume of air sampled was very different from study to study.



On the other hand, passive or gravimetric methods are devices used to capture airborne particles, contaminants, and microorganisms, without the need for active suction. These samplers are based on the natural diffusion of pollutants towards a capture surface. Examples are Erlenmeyer flasks and Petri dishes, both with general or specific culture media (solid or liquid), and Durham spore traps. Unlike active samplers, passive samplers do not require an external power source to draw in air, making them simpler and more cost-effective to use as they do not require a pump or controlled air flow.

As can be seen in Table 2 and Table 3, in both bacterial and fungal studies, active samplers have been used much more frequently than passive samplers.

In a study by Serrano-Silva and Calderón-Esquerro (2018), three samplers were compared, (i) a Durham-type spore trap (passive), (ii) a Hirst-type spore trap (active), and (iii) a high-throughput "Jet" sampler (active), and each of these three samplers was found to preferentially collect certain groups of bacteria. The passive Durham-type spore trap preferentially collected cyanobacteria, the Jet sampler collected mainly collected proteobacteria and firmicutes, and the Hirst-type spore trap collected mainly actinobacteria, proteobacteria and firmicutes; with the Hirst-type spore trap collecting the greatest diversity of microorganisms.

Once the collection is complete, the sample may consist of a Petri dish with a culture medium, a liquid culture medium or saline solution with microorganisms in suspension, a Melinex tape with microorganisms attached, a membrane or paper filter, or even bulk particles.

### **Laboratory approach**

The second key step in the study of airborne microorganisms is the "Laboratory approach". This refers to the main technology used in the laboratory to analyze the microorganisms contained in the samples, and depends on the purpose of the study, the microorganisms of interest, and the facilities and financial resources available. In the 35 studies reviewed, three different laboratory approaches were identified: (i) those based on culture techniques, (ii) those using microscopy, and (iii) those using metagenomic technology (Figure 4).

In culture-based studies, the microorganisms in the sample were grown and isolated either using general culture media, such as trypticase soy agar (TSA) for bacteria, malt extract-agar for fungi; or specific culture media, such as Xylose Lysine Deoxycholate-agar for enteric pathogens,

MacConkey-agar for enterobacteria, mannitol salt-agar for staphylococci, or sodium azide esculin bile-agar for enterococci, among others.

In turn, microscopy-based studies involved the observation of a sample of bulk particles under a microscope. The microscope used can be optical or a scanning electron microscope, but in both cases, this technique only visualizes particles and microorganisms within specific size ranges.

As for the third approach, metagenomic studies involve the extraction of the total DNA from the sample by using an extraction kit or laboratory-made solutions. And this DNA is then sent for either amplicon or shotgun sequencing. In the papers we analyzed using this approach, sequencing was performed by amplicons, using as target the hypervariable regions of the rRNA16S gene for bacteria (e.g., Calderón-Ezquerro *et al.*, 2020, Rodríguez-Gómez *et al.*, 2020, Calderón-Ezquerro *et al.*, 2021), and the ITSs regions for fungi (e.g. Calderón-Ezquerro *et al.*, 2020). The main sequencing platforms used were Ion Torrent™ and Illumina-MiSeq, both considered as next-generation sequencing (NGS) platforms. So far, no study has used shotgun sequencing to investigate airborne microbiota in Mexico.

It is important to note that each of the different laboratory approaches has some bias, and it is not possible to directly compare results from different studies without taking this into account. For example, metagenomic studies allow the detection of a much greater richness of microorganisms, but often do not allow their reliable identification down to low taxonomic levels (such as species or strain). In contrast, culture-based techniques do not allow detection of the vast majority of microorganisms present in a sample but do allow very precise classification. That is why, results presented in Tables 2 and 3 are at genus level. It is essential to bear this in mind when comparing results from different studies. In general, it can be said that it is possible (and important) to compare which micro-organisms were present in different studies, but it is not possible to do so at low taxonomic levels, and it definitely does not make sense to compare absences of micro-organisms between studies that used different approaches. It would be desirable to develop a protocol that would allow comparison of results between studies.

### **Microorganisms identification technique**

The third key step is the identification of the microorganisms. Depending on the methodological approach followed, there is a wide diversity of identification methods. In the case of studies of culturable organisms, identification can range from morphological identification using taxonomic

keys and biochemical galleries, to the identification of specific organisms of interest, such as *Escherichia coli*, by PCR or DNA sequencing of colonies growing on a specific culture media.

In studies following a metagenomic approach, once DNA reads are available, they are analyzed using bioinformatics procedures. This usually involves cleaning, filtering, and assembling the sequences to eliminate sequencing errors and chimeras, and finally, taxonomic classification is carried out by comparing them against existing databases. The databases that have been used for taxonomic classification in studies in Mexico have been the Ribosomal Database Project (RDP) and Greengenes for bacteria and UNITE + Findley for fungi.

Finally, studies using microscopy have been based on the counting of spores collected in the environmental sample, followed by morphological identification using taxonomic keys.

Despite their differences, advantages, or limitations, the insights provided by different methodological approaches can help to gradually piece together the jigsaw of airborne microbial ecology. Of the 35 studies conducted in Mexico, 27 (77%) have been carried out using culture techniques, 4 (11.5%) have been carried out using microscopy, and the remaining 4 publications (11.5%) have been carried out using metagenomics.

Figure 5 shows a trend where studies using culture techniques dominated until 2017, and from 2018 onwards, studies with a metagenomic approach have become increasingly frequent. Although the number of published studies using metagenomics is still quite low (totaling four, all of them published in the last six years), this is expected to increase, as the information they provide is much broader. However, this change is likely to be gradual, as metagenomic studies are more expensive and the number of researchers in Mexico who have mastered the methodology to carry them out is still limited. Additionally, it is worth mentioning that so far almost all metagenomic studies carried out have been done by amplicon sequencing (16S, 18S, ITS) and have reported almost exclusively bacteria and fungi. Shotgun studies are needed to identify a wider range of micro-organisms in the samples.

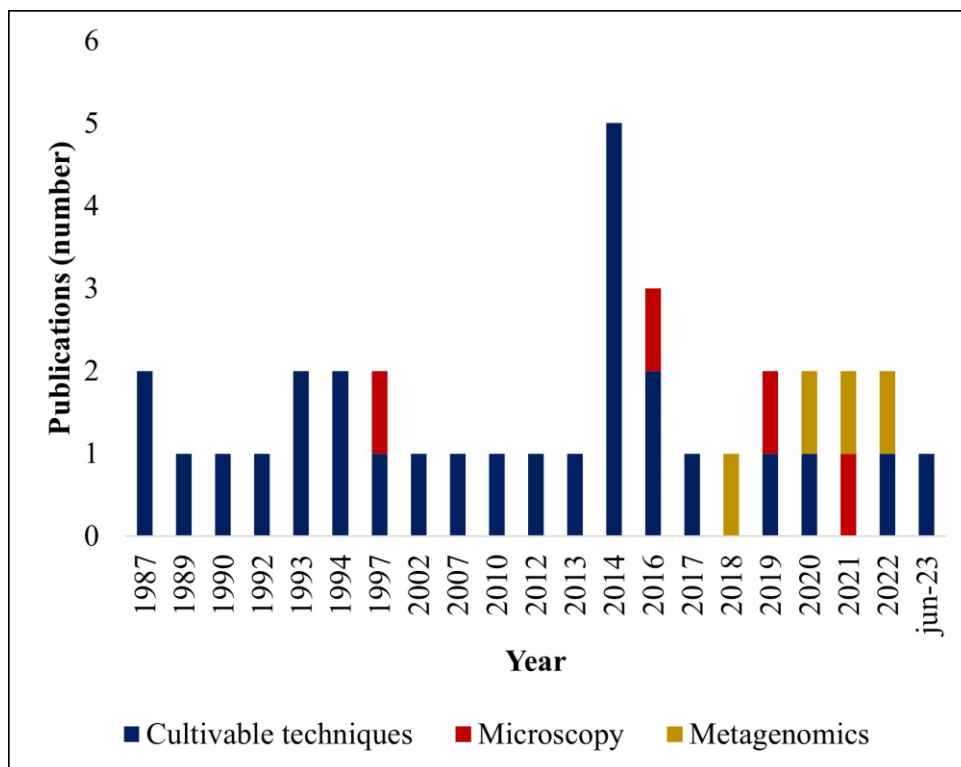


Figure 5. Number of studies by approach.

#### 2.4.4 Results of airborne microbiota research in Mexico

##### Limitations of comparing results from different studies

Differences in sampling methods, laboratory approaches and micro-organism identification techniques make it difficult to compare results between studies. First, there is an inherent bias in any sampling method that may result in certain microorganisms being over or under-represented. Second, regarding laboratory approaches, there is a gap in the spectrum of microorganisms identified using culture techniques. It has been believed for many years that only 1% of microorganisms can be cultured using conventional culture media (Torsvik and Øvreås, 2002); However, recent authors such as Martiny (2019), argue that there have been significant advances in cultivation techniques in recent years and currently the percentage of culturable organisms is much higher. However, virtually all researchers agree that there is a huge gap in the microorganisms that can be identified by culture-based techniques, and that this can be minimized by using metagenomic techniques, as these can identify a broader spectrum of microorganisms in a community. Third, methodologies for the identification of microorganisms also have an

important bias, as different results can be produced depending on whether morphological, biochemical, or molecular techniques are used.

The most studied group of airborne microorganisms in Mexico has been the fungal kingdom, accounting for 57% of the publications, and it is the only group that have been studied in Mexico using the three approaches discussed above. The second most studied group in terms of number of publications, has been bacteria, which have been studied with both culture techniques and metagenomics. Finally, studies on archaea, microalgae, amoebae, yeasts and protozoa are limited to four publications, and these have only been carried out by analysis of culture techniques and/or microscopy (Figure 6).

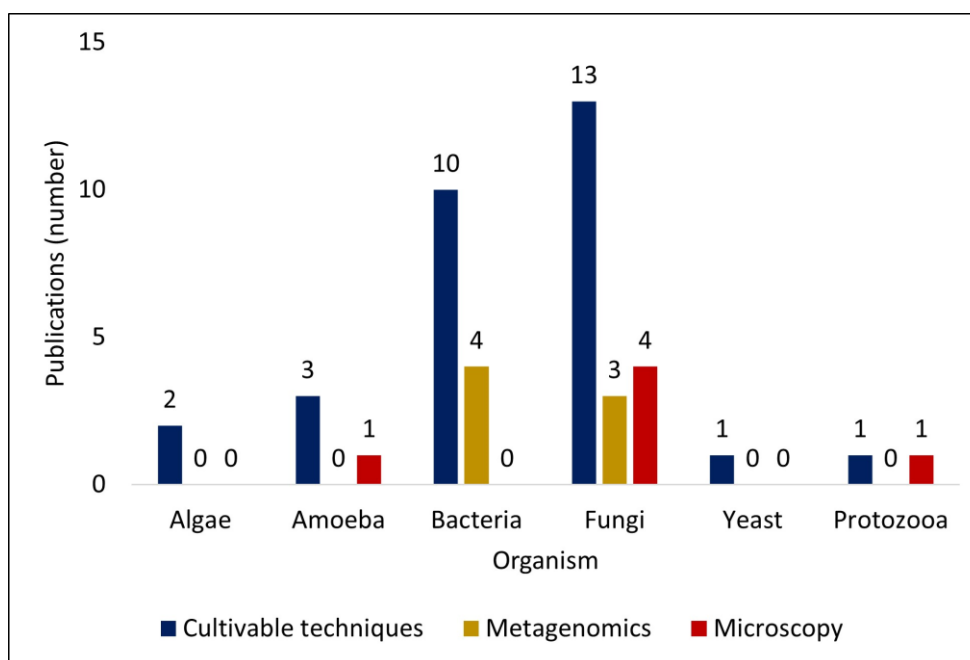


Figure 6. Number of publications on airborne microorganisms in Mexico according to the different approaches for their study.

Note: The sum of the studies does not match the total number of studies conducted (35) because some studies investigate two or more types of organisms.

Due to the great importance of both bacteria and fungi for people and ecosystems, it is to be expected that the trend in the future will be towards an equal increase in the number of studies on these two groups of microorganisms. However, this is an assumption based on what has happened internationally and not on what has happened so far in Mexico, where fungal studies have received the most attention.

## Locations where studies have been conducted

Airborne microbiota studies in Mexico have only been conducted in 14 of the 32 states in the country: Aguascalientes, Baja California, Chihuahua, Mexico City, State of Mexico, Michoacán, Morelos, Nuevo León, Puebla, San Luis Potosí, Sinaloa, Sonora, Veracruz, and Yucatán. Furthermore, in 10 of these states, only one study has been conducted in each, and this was performed exclusively with culture techniques (Figure 7).

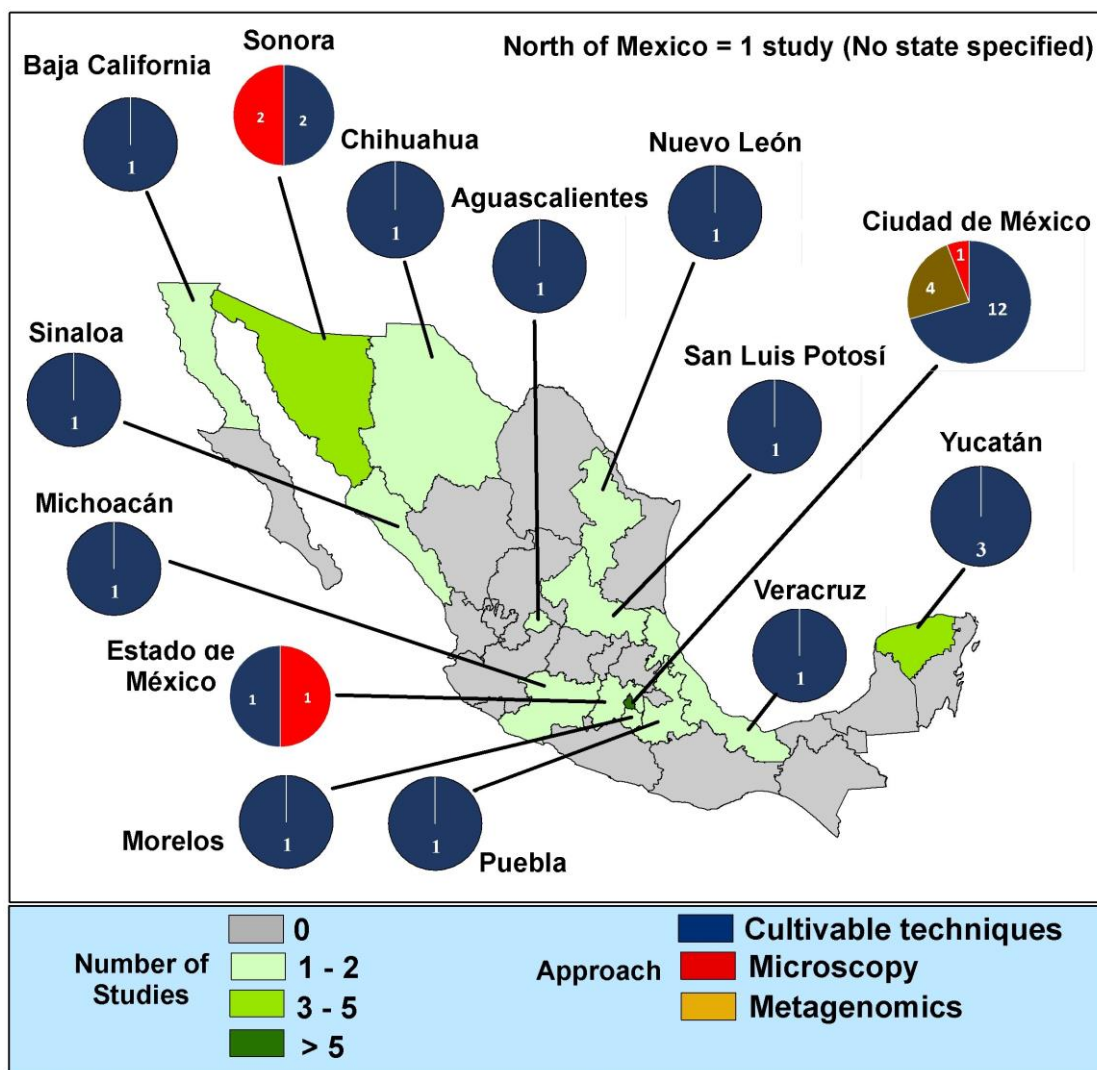


Figure 7. Map of Mexico Map indicating the states where studies of airborne microbial communities have been reported.

Note: The number of studies conducted in different states of Mexico represented on the map adds up to 37, as one study was conducted in both Mexico City and Veracruz (Rosas *et al.*, 1989), and another study was conducted in both Mexico City and the State of Mexico (García-Mena *et al.*, 2016).

The state where most studies on airborne microbial communities have been carried out is Mexico City, with 46% of the publications. Furthermore, it is also the only state in which studies have been carried out with a metagenomic approach, and one of only two states in which, in addition to studies using culture techniques, studies have been carried out using microscopy (the other being Sonora).

It is worth noting that of the 35 studies conducted to date, 31 have been carried out in densely populated cities, and only four have been conducted in places uninhabited by humans (one in an avocado plantation, one in a dairy cattle production system, one in a landfill, and one in the Chihuahua desert, along the US-Mexico border). This is important because only by studying unpopulated and relatively pristine places will be possible to have a contrast to serve as a control against which to compare the impact of cities on airborne micro-organisms. So, it is to be expected that studies in other types of location will gradually appear in the future.

### **Main bacterial genera identified**

According to the findings presented in Table 2, a total of 14 scientific papers have been published regarding the airborne bacterial microbiota in Mexico. The majority of these studies have utilized active samplers as their primary sampling method. Nine of these investigations have employed culture techniques, while four have utilized metagenomics. It is noteworthy that approximately 40% of these studies were conducted specifically in Mexico City. Consequently, a significant knowledge gap exists regarding airborne bacterial communities in Mexico, arising from two main factors: first, the employment of culture techniques, which only allow for the identification of a small fraction of the genera present in a given sample, and second, the numerous unexplored and intriguing locations and environments within the country.

Most of these studies have focused on the identification of pathogenic bacteria. Consequently, it is not surprising that the vast majority of the genera found include species pathogenic to plants (e.g., *Citrobacter*, *Erwinia*, *Pseudomonas*) or to animals and humans (e.g., *Acinetobacter*, *Bacillus*, *Brucella*). In fact, many of the genera found belong to the order Enterobacterales (e.g., *Enterobacter*, *Escherichia*, *Salmonella*), which is not only associated with a wide range of clinical syndromes but is also a major causative agent of foodborne enteritis and zoonotic infections, including sporadic to pandemic outbreaks; although it is worth mentioning that is also widely dispersed in nature in many natural ecosystems (Janda *et al.*, 2021). This, on the one hand, is important, since all studies have been conducted in densely populated cities, and therefore imply

that there is a large number of people in direct contact with airborne pathogens. But on the other hand, it does not provide knowledge and understanding on the diversity, behavior and ecological characteristics of airborne bacterial communities.

It is worth mentioning that metagenomic studies have identified a much larger number of bacterial genera than culture and microscopy studies. For example, a metagenomic study by Serrano-Silva and Calderón-Ezquerro (2018) reported 637 genera in the air of Mexico City, far cry from any of the studies using cultivation techniques. In addition, these methods have allowed the detection of low abundance genera (those with <1% relative abundance) such as *Gordonia*, *Ruminococcus*, *Comamonas*, *Arcobacter* and *Fusobacterium* (Calderón-Ezquerro *et al.*, 2018).

Most studies on airborne bacteria in Mexico have been carried out in temperate (57%) or arid (36%) regions, with tropical areas being the least studied (7%). As for the seasonality, most of them (64%) have focused on the description and general characterization of the airborne microbiota regardless of its longitudinal changes. That is, they have not compared microbial communities from the same site at different times of the year (Tables 2 and 3). The few longitudinal studies carried out in Mexico have mainly compared the dry, wet and cold front seasons, and only a few have considered the conventional seasons (spring, summer, autumn and winter).

It is also important to note that the existing studies on airborne bacterial microbiota in Mexico have not yet generated sufficient data to discern notable trends or patterns. For instance, only very few studies have explored seasonal variations, and there is a notable dearth of information regarding altitude-based differentiations, comparisons between tropical and northern regions, or distinctions between polluted and pristine areas, among other aspects. Furthermore, limited attention has been given to investigating potential correlations between airborne bacterial communities and the physical and chemical properties of airborne particulate matter. Similarly, the influence of climatic characteristics, including humidity, temperature, and UV radiation on these communities remains significantly underexplored. Only few studies have taken into account the integration of environmental variables as metadata for understanding the ecology of airborne bacteria.



Table 2. Main bacterial genera identified in the airborne microbiota studies conducted in Mexico (up to June 2023).

City(s)	Sampler	Approach	Month(s) or season(s)	Main bacterial genera identified	Reference
Aguascalientes*	BS (A)	Culture techniques	Rainy and Dry	<i>Acinetobacter</i> , <i>Bordetella</i> , <i>Brucella</i> , <i>Escherichia</i> .	Flores-Tena <i>et al.</i> , 2007
Hermosillo*	HVS (A)	Culture techniques	Feb, Apr-May, Aug-Sep	<i>Citrobacter</i> , <i>Enterobacter</i> , <i>Enterococcus</i> , <i>Klebsiella</i> , <i>Proteus</i> , <i>Salmonella</i> .	Santos-Romo <i>et al.</i> , 2014
Hermosillo***	HVS (A)	Culture techniques	Winter, Spring, and Summer	<i>Enterococcus</i> .	Santos <i>et al.</i> , 2019
Mérida, Sisal	QT30 (A)	Culture techniques	Jan and July	(Actinobacteria), (Firmicutes), (Proteobacteria)	Rodríguez-Gómez <i>et al.</i> , 2020
Mexico City	AS (A)	Culture techniques	Nov-May and June-Oct	<i>Enterobacter</i> , <i>Escherichia</i> , <i>Serratia</i> .	Rosas <i>et al.</i> , 1994
Mexico City	AS (A)	Culture techniques	Dec and Apr	<i>Bacillus</i> .	Hernández-Castillo <i>et al.</i> , 2014
Mexico City	PD (P)	Metagenomics	Feb, Mar, May, June, July, Sep, and Nov	<i>Acinetobacter</i> , <i>Bacillus</i> , (Enterobacteriaceae), <i>Erwinia</i> , <i>Exiguobacterium</i> , <i>Proteus</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Staphylococcus</i> .	García-Mena <i>et al.</i> , 2016
Mexico City	DST (P), HST (A), HJS (A)	Metagenomics	October	<i>Acinetobacter</i> , <i>Calothrix</i> , <i>Chroococciopsis</i> , <i>Corynebacterium</i> , <i>Exiguobacterium</i> , <i>Paracoccus</i> , <i>Pseudomonas</i> .	Serrano-Silva <i>et al.</i> , 2018
Mexico City	TSP (A), HST (A), HJS (A)	Metagenomics	March	<i>Exiguobacterium</i> , <i>Friedmanniella</i> , <i>Kocuria</i> , <i>Methylobacterium</i> , <i>Microbispora</i> , <i>Paracoccus</i> , <i>Rubellimicrobium</i> , <i>Sphingomonas</i> .	Calderón-Ezquerro <i>et al.</i> , 2020
Mexico City	HST (A)	Metagenomics	Nov-Mar, Mar-May, May-Sep	<i>Corynebacterium</i> , <i>Kocuria</i> , <i>Microbispora</i> , <i>Paracoccus</i> .	Calderón-Ezquerro <i>et al.</i> , 2021
Mexico City	HST (A)	Metagenomics	Jan-Dec	(Actinobacteria), (Cyanobacteria), (Firmicutes), (Proteobacteria).	Calderón-Ezquerro <i>et al.</i> , 2022
Netzahualcoyotl	PD (P)	Metagenomics	Feb, Mar, May, June, July, Sep, and Nov	<i>Acinetobacter</i> , <i>Bacillus</i> , (Enterobacteriaceae), <i>Erwinia</i> , <i>Exiguobacterium</i> , <i>Proteus</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Staphylococcus</i> .	García-Mena <i>et al.</i> , 2016
North of Mexico**	AS (A)	Culture techniques	Apr, Aug, Sep	<i>Staphylococcus</i>	Alvarado <i>et al.</i> , 2012
Puebla*	AS (A)	Culture techniques	Jan-Dec	<i>Citrobacter</i> , <i>Enterobacter</i> , <i>Enterococci</i> , <i>Escherichia</i> , <i>Klebsiella</i> .	Rivera <i>et al.</i> , 2014
Tijuana	Air sampler (A)	Culture techniques	Nov-Dec	<i>Bacillus</i> , <i>Enterobacter</i> , <i>Enterococcus</i> , <i>Escherichia</i> , <i>Klebsiella</i> , <i>Listeria</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Staphylococcus</i> .	Hurtado <i>et al.</i> , 2014

**Abbreviations:** BS= Burkard sampler, HVS= High volume sampler, QT30= Quick Take 30 Sampler, AS= Andersen sampler, PD, DST= Durham-type spore trap, HST = Hirst-type spore trap, HJS = High-throughput 'Jet' sampler, TSP = Total suspended particles sampler. (A)= Active sampler, (P)= Pasive sampler.

**Notes:** In cases where it was not possible to classify down to the genus level, the lowest taxonomic level is indicated in brackets. \*The work focused on the identification of pathogenic bacteria. \*\*The work focused on the identification of *Staphylococcus aureus*. \*\*\* The work focused on the identification of *Enterococcus faecalis*.

### Main fungal genera identified

Fungi have been the most extensively studied group of airborne microorganisms in Mexico, with a total of 15 studies, conducted in 9 of Mexico's 32 states (Table 3). As in the case of bacteria, most of the fungal studies have been conducted in state capitals or densely populated cities. In fact, only two of them fall outside this pattern, one conducted in the coastal city of Sisal, Yucatan, and the other in Ocuituco, Morelos. This second one was carried out with the aim of identifying avocado pathogens, which highlights the importance of studying airborne fungi also for their role as pathogens of economically important crops.

As in the case of bacteria, active samplers were the most commonly used to study airborne fungi, and culture techniques were the most commonly used laboratory approach (65% of studies), followed by microscopy (2 studies) and metagenomic (2 studies). It is interesting to note that, in addition to the studies included in this review where airborne microorganisms were collected directly from the air, fungi have been also collected indirectly from the atmosphere via spores in rainwater, as in the study by Rosas *et al.* (1986).

Regarding identification, the most common method was the use of taxonomic keys. It should be noted that metagenomic approaches to the study of airborne fungi have only been used in Mexico City, indicating that in most parts of the country there is still much to be discovered about the composition of airborne fungal communities and their ecology.

The genera *Cladosporium* and *Alternaria* stand out as by far the most commonly found genera in the studies, having been identified in 70% and 60% of the publications, respectively. This is interesting, as both have human and plant pathogenic species (e.g., Mangain *et al.*, 2013; Rivas and Thomas, 2005; Thomma *et al.*, 2003). Another fungal genus of note is *Fusarium*, which encompasses a wide variety of species, known not only as plant pathogens, but also for their ability to produce mycotoxins and to be opportunistic pathogens for humans. (Ma *et al.*, 2013). Additionally, other less represented genera that are also potentially plant pathogens were identified, such as *Acremonium*, *Bipolaris*, *Colletotrichum*, *Epicoccum*, and *Helminthosporium*, among others.

In addition to their importance as potential human and plant pathogens, some of these genera stand out for their importance as allergens. Among the main genera identified and reported as potential allergens are *Alternaria*, *Aspergillus*, *Aureobasidium*, *Cladosporium*, *Epicoccum*,

*Fusarium*, *Helminthosporium*, *Mucor*, *Nigrospora*, *Penicillium*, and *Rhizopus* (Burge, 1985; Horner *et al.*, 1995; Kurup, 2003). This suggests a wide distribution of potentially allergenic fungi in Mexico and that they are taxonomically diverse. Nevertheless, there are very few studies on the relationship between the presence of airborne allergens and hospital admissions for allergies (in particular asthma), so it is important to highlight the work by Rosas *et al.* (1998), in which pollen and fungal spores were identified as potential allergens.

Finally, molds were also found, of which several species of genera widely distributed in the analyzed literature, such as *Alternaria*, *Aspergillus*, *Fusarium*, *Mucor*, *Phoma*, *Penicillium* and *Rhizopus*, are known to cause food spoilage (Shapaval *et al.*, 2013). The genus *Ulucladium* is known to spoil in particular nuts, fruits and cereals. (Andersen and Hollensted, 2008). Furthermore, the genera *Acremonium*, *Aspergillus*, *Penicillium*, and *Ulocladium* have been reported as the most common fungi found in moisture-damaged buildings, which could have implications for human health due to their potential allergenicity, besides their role in the degradation processes of building materials. (Andersen *et al.*, 2008).

Table 3. Main fungal genera identified in the airborne microbiota studies conducted in Mexico (up to June 2023)

City(s)	Sampler	Approach	Month(s)	Main fungal genera identified	Reference
Ciudad Juárez	Rotorods® (A)	Culture techniques	Jan-Sep	<i>Alternaria, Aspergillus, Penicillium</i>	González-Delgado <i>et al.</i> , 2017
Culiacan	MicroBio® (A)	Culture techniques	Nov-Mar	<i>Aspergillus</i>	Báez Flores <i>et al.</i> , 2014
Hermosillo	BS (A)	Microscopy	Jan-May and June-Dec	<i>Alternaria, Aspergillus, Cladosporium, Penicillium</i>	Moreno-Sarmiento <i>et al.</i> , 2016
Hermosillo	BS (A)	Microscopy	Jan-Dec	<i>Alternaria, Cladosporium</i>	Ortega Rosas <i>et al.</i> , 2019
Mexico City	AS (A)	Culture techniques	Aug-Feb	<i>Alternaria, Cladosporium, Penicillium</i>	Rosas <i>et al.</i> , 1990
Mexico City	AS (A)	Culture techniques	Feb-May and June-Oct	<i>Alternaria, Aureobasidium, Cladosporium, Fusarium, Penicillium</i>	Rosas <i>et al.</i> , 1993
Mexico City	AS (A)	Culture techniques	Nov-Dec and July-Aug	<i>Alternaria, Aspergillus, Aureobasidium Cladosporium, Eurotium, Helminthosporium</i>	Rosas <i>et al.</i> , 1997
Mexico City	BS (A)	Culture techniques	Jan-Dec	<i>Alternaria, Cladosporium</i>	Calderón <i>et al.</i> , <i>et al.</i> , 1997
Mexico City	AS (A)	Culture techniques	Dec and Apr	<i>Alternaria, Aspergillus, Penicillium</i>	Hernández-Castillo <i>et al.</i> , 2014
Mexico City	AS (A)	Culture techniques	Feb, Apr and Oct	<i>Aspergillus, Acremonium, Cladosporium, Fusarium, Penicillium</i>	Ponce-Caballero <i>et al.</i> , 2013
Mexico City	TSP (A), HST (A), HJS (A)	Metagenomics	March	<i>Aureobasidium, Cryptococcus, Cladosporium, Phoma</i>	Calderón-Ezquerro <i>et al.</i> , 2020
Mexico City	HST (A)	Metagenomics	Nov-Mar, Mar-May, May-Sep	<i>Aureobasidium, Coprinellus, Cladosporium, Phoma</i>	Calderón-Ezquerro <i>et al.</i> , 2021
Mérida	AS (A)	Culture techniques	February	<i>Alternaria, Acremonium, Bipolaris, Cladosporium, Fusarium</i>	Ponce-Caballero <i>et al.</i> , 2010
Mérida	AS (A)	Culture techniques	Feb, Apr, and Oct	<i>Acremonium, Aspergillus, Cladosporium, Fusarium, Penicillium,</i>	Ponce-Caballero <i>et al.</i> , 2013
Mérida, Sisal	QT30 (A)	Culture techniques	Jan and July	<i>Cladosporium, Penicillium</i>	Rodríguez-Gómez <i>et al.</i> , 2020
Morelia	Kitasato flask/ Vacuum pump (A)	Culture techniques	Oct-Dec	<i>Alternaria, Acremonium, Aspergillus, Cladosporium, Chrysosporium, Mucor, Monilia, Penicillium</i>	Rivera-Tafolla <i>et al.</i> , 2022
Monterrey	AirTest (A)	Culture techniques	Feb-Jan	<i>Aspergillus, Cladosporium, Fusarium, Penicillium</i>	Fernández-García <i>et al.</i> , 2023
North Mexico	AS (A)	Culture techniques	Apr, Aug and Nov	<i>Alternaria, Aspergillus, Bipolaris, Cladosporium, Rhizopous</i>	Alvarado <i>et al.</i> , 2012
Ocuituco	PD (P)	Culture techniques	Mar-Nov	<i>Alternaria, Capnodium, Colletotrichum, Epicoccum, Fusarium, Nigrospora, Penicillium, Ulucadium,.</i>	Valle-Aguirre <i>et al.</i> , 2016
Toluca	Pluv (P)	Microscopy	May-Sep	Spores were not taxonomically classified.	Romero-Guzmán <i>et al.</i> , 2021

Abbreviations: BS= Burkard sampler, AS= Andersen samplers, TSP = Total suspended particles sampler, HST = Hirst-type spore trap, HJS = High-throughput 'Jet' sampler, QT30= Quick Take 30 Sampler, PD= Petri dishes, P= Pluviometer, (A)= Active sampler, (P)= Pasive sampler.

### Other eukaryotes identified

Interestingly, in addition to studies focusing on bacteria and fungi, seven publications were also found on other types of airborne organisms, such as algae, amoebae, protozoa and yeasts (Table 4). All of these investigations exclusively utilized active samplers and culture-based techniques, and their scope has been limited to four states of the Mexican Republic, most of them carried out in Mexico City (50%). It should be noted that several of these studies found genera that contained both free-living species and some that are hazardous to human health (e.g., *Acanthamoeba*, *Bodo*, *Candida*).

Table 4. Main genera of other micro-eukaryote identified in the airborne microbiota studies conducted in Mexico (up to June 2023).

City(s)	Sampler	Approach	Main micro-eukaryote genera identified	Reference
Mexico City	BF	Culture techniques	(Clorophyta), (Cyanophyta)	Rosas <i>et al.</i> , 1987
Mexico City	Impringer, EF	Culture techniques	<i>Acanthamoeba</i> , <i>Naegleria</i>	Rivera <i>et al.</i> , 1987
Mexico City	Impringer	Culture techniques	<i>Bodo</i> , <i>Cercobodo</i> , <i>Helkesimastix</i> , <i>Monas</i>	Rivera <i>et al.</i> , 1992
Mexico City	Impringer	Culture techniques	<i>Acanthamoeba</i> , <i>Hartmannella</i> , <i>Vahlkampfia</i>	Rivera <i>et al.</i> , 1994
Minatitlan	BF	Culture techniques	(Clorophyta), (Cyanophyta)	Rosas <i>et al.</i> , 1987
Morelia	Vacuum	Culture techniques	<i>Candida</i> , <i>Rhodotorula</i>	Rivera-Tafolla <i>et al.</i> , 2022
San Luis Potosí	Impringer	Culture techniques	<i>Acanthamoeba</i> , <i>Hartmannella</i> , <i>Vahlkampfia</i>	Rodríguez-Zaragoza <i>et al.</i> , 1993

Abbreviations: BF= Bubble flask, EF= Erlenmeyer flasks, Notes: In cases where it was not possible to classify down to the genus level, the lowest taxonomic level is indicated in brackets.

It is worth mentioning that two new species of algae, *Brotryokoryne simplex* and *Chloroglouea microcystoides*, were discovered in Mexico City in one of these works (Rosas *et al.*, 1987).

Another interesting finding is that only one of the 35 publications studied airborne pollen. This is probably because pollen is usually considered a bioparticle and is not a microorganism. In the

study by Ortega Rosas *et al.* (2019), in addition to investigating airborne fungi, airborne pollen was also examined. They found that the plant taxa that contributed the most pollen to the air were Poaceae, Nyctaginaceae, Ambrosia, and Urticaceae. It is worth mentioning that in addition to this study, there are some other publications on airborne pollen in Mexico (e.g., Tarragó, 1996; Calderón-Ezquerro *et al.*, 2016; Ríos *et al.*, 2016).

The study of other eukaryotes such as algae, protozoa and amoebae has focused mainly on temperate climate regions, and only few attempts have been made to determine correlations with environmental variables such as solar radiation, relative humidity, temperature and wind speed. In the case of algae, their abundance has been found to be related to wind speed, vapor pressure, and temperature (Rosas *et al.*, 1989), while the higher abundance of protozoa has been linked to temperature and wind speed and direction (Rivera *et al.*, 1992). Finally, studies on amoebae indicate higher abundance during the dry season and their association with wind speed and direction, and low relative humidity (Rodríguez-Zaragoza *et al.*, 1993).

## **2.5 Conclusions and final remarks**

The research on airborne microbiota has garnered significant global attention over the past decades, owing to its profound implications for human health and the integrity of agricultural products, structures, and foodstuffs. In Mexico, airborne microbiota investigations have spanned 37 years, culminating in 35 scientific publications. Until 2017, these studies primarily relied on culture or microscopy techniques, with a shift towards metagenomic approaches only starting in 2018. The majority of this work focused on pathogenic microorganism, and their explorations were predominantly confined to densely populated urban centers.

This comprehensive review identifies several knowledge gaps in Mexico's understanding of airborne microbiota, highlighting promising areas for future research. The following key aspects merit attention:

- I. Embracing Molecular Analysis Techniques: Future studies should adopt molecular analysis techniques, such as metagenomics, to capture a broader spectrum of microorganisms. Alternatively, an interdisciplinary approach that combines multiple methods is advocated, recognizing metagenomics' limitations in reliably identifying microorganisms beyond the genus level. Adopting molecular techniques will also broaden the spectrum of studied microorganisms, transcending the exclusive focus on pathogenic species.

II. Analyze more culturable airborne micro-organisms: To talk about pathogenic species it is necessary to characterize phenotypically and molecularly each species, even down to the strain level, as well as to obtain intra- and extra-mural airborne CFU/m<sup>3</sup> concentrations, and to calculate the people exposure. This will give a better idea of the potential risk that they pose. The same applies to those microorganisms that have the ability to form freezing nuclei, their isolation is necessary, as this may result in biotechnological applications, e.g. to spray such bacteria to prevent plants from freezing at lower temperatures.

III. Expanding Research Sites: The limited exploration of sites hampers the analysis of spatial trends and distribution patterns of airborne microorganisms. Attention must extend beyond urban centers to encompass diverse regions, including deserts, mountains, forests, small rural human settlements, and other intriguing sites.

IV. Significance of Agricultural Area Analysis: Routine analysis of airborne microbiota in agricultural regions assumes critical importance as it can unveil crop pathogens, facilitating early disease outbreak prevention and thus safeguarding agricultural productivity.

V. Correlation Analyses for Enhanced Insights: Thorough correlation analyses incorporating factors such as altitude, geography, climate, biological characteristics of the region, and pollutant levels, will offer nuanced insights into the structure and distribution of airborne microorganism communities.

VI. Unveiling temporal dynamics through longitudinal analyses: Longitudinal studies are essential to elucidate the behavior of airborne microbial communities over time. These investigations should consider changes in air composition, as well as in physical parameters such as temperature and UV irradiance, which are necessary to understand the temporal shifts in microbial communities.

VII. Exploring Abiotic Particle Interactions: To advance our understanding of the ecology and behavior of the airborne microbiome in Mexico, comprehensive investigations into correlations between airborne microorganism communities and the physical and chemical characteristics of airborne abiotic particles are indispensable.

This comprehensive review serves as a foundation for further research endeavors, aiming to enhance Mexico's understanding of airborne microbiota. By integrating state-of-the-art

techniques, exploring diverse environments, and fostering interdisciplinary collaboration, the scientific community can unlock groundbreaking discoveries in this crucial field.



**CAPÍTULO III**

Artículo científico. Revista: *Science of the Total Environment* [Por someterse]

**3. Suspended in the breath of Kukulcan: Seasonal shifts in airborne microbial communities in Merida, Mexico**

Óscar O. Álvarez Rivera, Héctor Estrada-Medina, Laura Conde-Ferráez, Víctor M. Ramírez-Rivera, Aileen O'Connor-Sánchez

**3.1 Abstract**

Airborne microbiota study has gained significance in recent years, with particular emphasis on its research in urban environments, due to its potential to offer valuable insights into air quality. In this study, Illumina MiSeq technology was employed for sample sequencing, and Qiime2 v2022.2 program for bioinformatic analysis, to assess the longitudinal variation of bacterial and fungal communities in the urban area of Mérida, a tropical city from Mexico. A total of 12 samples were collected over a complete year of sampling, with environmental variables measured and months categorized into three seasons: Rainy, Dry-cold, and Dry-warm. Bacterial communities were predominantly composed of the Proteobacteria, Firmicutes, and Actinobacteria phyla, constituting approximately 80% of the abundance. Meanwhile, fungal communities were dominated by the Ascomycota phylum with a prevalence exceeding 75%. We found a core microbiota consisting of 41 bacterial genera and 19 fungal genera, characterized by their presence throughout all 12 months, each with a relative abundance of  $\geq 1\%$  in at least one month. Although we couldn't pinpoint a clear seasonal behavior, certain patterns of interest emerged. The Dry-cold season featured the highest number of unique bacterial genera (189 genera), whereas the Rainy season had the highest number of unique fungal genera (58 genera). In both bacteria and fungi, the Dry-warm season had the lowest number of unique genera (70 and 15, respectively). Particularly, May exhibited the lowest diversity and evenness of bacteria, while September showed the lowest fungal diversity. Among the most abundant genera of bacteria and fungi, human skin, plants, soil, and water emerged as the primary sources of microorganisms shaping these airborne communities, with variations observed across different months, influenced by environmental conditions. This behavior in the communities suggests a high resilience of the majority taxa, or a low resilience of the minority groups to the astringent conditions during the dry-warm season.

### 3.2. Introduction

A complex mixture of air surrounds the entire surface of the Earth, including all its inhabitants - humans, plants and animals. This air is composed mainly of gases, which support many forms of life, but it also contains a large number of different particles, including solids, liquids and living entities. (e.g., Pöschl, 2005; Zhai *et al.*, 2018; Amato *et al.*, 2023). The living component predominantly comprises airborne microbial communities, which continuously undergo spatial and temporal fluctuations influenced by geographical, environmental, and anthropogenic factors (e.g., Li *et al.*, 2019; Tignat-Perrier *et al.*, 2020; Chatoutsidou *et al.*, 2023).

Recent attention has been directed towards comprehending these microbial changes in urban areas (e.g., Wang *et al.*, 2021a; Liu *et al.*, 2022; Saleem and Zefenkey, 2023) recognizing the vital roles microorganisms play within cities. On one hand, they contribute positively to various aspects of urban life, including air and water quality, disease surveillance, promotion of urban biodiversity, soil fertility, and waste management (e.g., Altomare and Tringovska, 2011; Liu *et al.*, 2019; Santarpia *et al.*, 2023). On the other hand, they can have negative impacts such as allergenicity, biofilm formation, disease transmission, food contamination, and water pollution (e.g., Fernstrom and Goldblatt, 2013; Beggs *et al.*, 2023; Hovmøller *et al.*, 2023).

Most studies have concentrated on cities in temperate regions (e.g., Gusareva *et al.*, 2020; Cordero *et al.*, 2021; Fragola *et al.*, 2021), leading to a significant knowledge gap concerning tropical cities. This is particularly important because tropical cities may exhibit unique environmental conditions, biodiversity, and human-environment interactions that significantly influence airborne microbial communities. Furthermore, existing studies have primarily relied on cross-sectional analyses, offering limited insights into changes over time within a city. Longitudinal studies are crucial as they provide a comprehensive understanding of seasonal and temporal variations, the effects of short-term environmental changes, their potential health implications, source tracking and transport, and relationships with seasonal human activities.

Merida, a tropical city located near the Gulf of Mexico and the Caribbean Sea, is renowned for its extremely hot weather, especially in April and May, when temperatures exceed 40°C, with thermal sensations above 50°C, UV levels above 10, and almost no rainfall. (Orellana *et al.*, 2009; Estrada-Medina *et al.*, 2016; CINVESTAV, 2023). Subsequently, the city experiences heavy rainfall from June to October, often associated with nearby hurricanes (Boose *et al.*, 2003; Orellana *et al.*, 2009; Estrada-Medina *et al.*, 2016), and Saharan dust plumes from Africa arriving during July-August (Ramírez-Romero *et al.*, 2021), followed by cold fronts, predominantly from

November to February. Merida is the largest and most populous city on the Yucatan Peninsula, with almost one million inhabitants, and has experienced one of the highest population growth rates in Mexico in recent years (INEGI, 2020). Thus, given these unique characteristics, Mérida, Yucatán, presents an excellent opportunity for conducting longitudinal studies on shifts in the airborne bacterial and fungal microbiota and their potential association with environmental changes throughout the year.

The aim of this study was to investigate the seasonal variations of the bacterial and fungal microbiota in the air of the city of Mérida over the course of one year, and to analyze their possible associations with the meteorological changes.

### **3.3 Materials and methods**

#### **3.3.1 Study site description**

Samples were collected at the Centro de Investigación Científica de Yucatán (CICY) in Mérida, Yucatán, Mexico (21°01'44" N, 89°38'18" W), at an elevation of approximately 10 meters above the street level (~21 meters above sea level). The climate in this region is classified as "warm sub-humid with summer rains (Aw0)" according to the Köppen classification modified by García's (1973), with average extreme temperatures ranging between 15.8 and 36 °C, and annual rainfall of up to 1,000 mm (INEGI, 2010). The region presents a marked seasonality with a pronounced dry season, from November to mid-May; a rainy season, from June to October; and some cold fronts mainly from November to February (Estrada-Medina *et al.*, 2009; Orellana *et al.*, 2009).

#### **3.3.2 Sample collection**

Air was filtered using a commercial vacuum cleaner (Koblenz brand, model WD-6K2) fitted to hold a 0.22 µm pore filter (Durapore®). Air was filtered continuously during one month for periods of 15 minutes, with a rest time of 45 minutes between them. A total of 12 samples were collected, one for each month, beginning on September 1, 2021 and ending on August 31, 2022 (N=12). At the beginning of each month, the floor of the sampling area and the vacuum cleaner were cleaned and sanitized with 70% ethanol. All materials and instruments used for sampling and DNA extraction were previously sterilized in an autoclave and handled with gloves and face masks.

The daily record of meteorological information on environmental temperature, relative humidity, precipitation, and wind direction and speed, was provided by the meteorological station of the

Merida Observatory (20°56'47" N 89°39'04" W) of the National Water Commission. Solar and UV radiation values were kindly provided by the meteorological station (21°02'54" N, 89°38'35" W) of the Meteorological Centre of the Hydraulics and Hydrology Laboratory, Faculty of Engineering of the Autonomous University of Yucatan.

### **3.3.3 DNA extraction and sequencing**

At the end of each month sampled, the filter paper was removed from the vacuum cleaner, placed in a sterile plastic bag, and stored at 4°C for up to three days prior processing. Then, the filter paper was gently placed on a petri dish slightly moistened with sterile water to prevent dust blowing, and cut into pieces of approximately 1 mm<sup>2</sup>. Metagenomic DNA was extracted from these pieces using a PowerSoil® DNA isolation kit (MO BIO Laboratories Inc., Carlsbad, CA, USA), following the manufacturer's protocol.

Purified metagenomic DNA was submitted to the “Research and Testing Laboratory (RTL-Genomics)” (Lubbock, TX, USA) for MiSeq 2x300 pair-end amplicon sequencing (Illumina, San Diego, CA). Primers 515F and 806R, targeting the V4 variable region of the 16S rRNA gene, were used for prokaryotes (specifically bacteria), and primers ITS3F and ITS4R, targeting internal transcribed spacers (ITS3-ITS4), were used for eukaryotes (specifically fungi).

### **3.3.4 Bioinformatics and data analysis**

Raw sequences were imported into Qiime2 v2022.2 (Boylen *et al.*, 2019) to be demultiplexed. Quality filtering, denoising, and merging were performed with the DADA2 plugin (Callahan *et al.*, 2016). The low-quality tail of the reads was trimmed to keep a mean q (Phred) value >20; for prokaryotes, trunc length F= 277, R= 177, and for eukaryotes, trunc length F= 243, R= 151. Taxonomic assignment was made using the q2-feature-classifier against the SILVA v.138 database (Quast *et al.*, 2013) for prokaryotes, and UNITE v. 05.10.2021 for eukaryotes (Abarenkov *et al.* 2022). Taxonomic classification was performed up to the genus level, or to the highest resolution taxonomic level possible.

Sequences from chloroplasts, mitochondria and Archae were filtered, retaining only those sequences classified as bacteria. Similarly, ITS data was filtered to include only sequences classified as fungi, excluding other eukaryotic groups such as Viridiplantae. Likewise, OTUs that could only be classified at the Bacteria domain or Fungi kingdom level were removed from the analyses.

To determine whether the sequencing effort was adequate, rarefaction curves were performed. Next, the richness estimator (Chao 1) and alpha diversity metrics (Shannon H', and Pielou evenness) were calculated using the iNEXT R package (Hsieh *et al.*, 2016), and beta diversity dendrograms (for Bacteria and Fungi) were constructed based on Bray-Curtis dissimilarity distances after normalization of monthly data. To analyze the relationship between meteorological variables and diversity metrics, two heat maps (one for Bacteria and one for Fungi) were constructed using Spearman correlations. All these analyses were performed using R version 4.1.3 (R Core Team, 2020), with RStudio version 1.4 as programming interface (RStudio Team, 2019). Finally, descriptive statistics and a principal component analysis of the environmental parameters were performed using the PAST software (Hammer *et al.*, 2001).

### **3.3.5 Tools used for the graphical abstract**

Graphical abstract was created using the geobrowser Google Earth (<https://www.google.com/intl/es-419/earth/>) and the AI system DALL.E 2 (<https://openai.com/dall-e-2>).

### **3.3.6 Accession numbers**

Sequences and data from this work were deposited in the Sequence Read Archive (SRA) of the National Center for Biotechnology Information (NCBI) database. The 16S rRNA sequences are under the accession tag “bioproject PRJNA1004434” and the ITS sequences under “bioproject PRJNA1004628”.

## **3.4 Results and Discussion**

### **3.4.1 Weather along the sampled months**

As can be seen in Table 5, the highest average daily maximum temperatures (>35°C) during the sampled year were recorded from April to July, which are typically the warmest months in the region. The average daily maximum temperatures were >29°C in all months, evidencing the normally warm climate of this city. Average daily minimum temperatures (16-20°C) occurred from November to February.

Average daily maximum relative humidity (>95%) occurred in the early morning from May to August, but was >88% in all months, meaning that it is normally high throughout the year. Average daily minimum relative humidity (≤50%) occurred from December to April, usually in the early afternoon during the dry season.

Table 5. Monthly values (standard deviation) of the analyzed meteorological parameters over the sampled year (October 2021 – September 2022).

Month	TempMax	TempMin	RHumidMax	RHumidMin	Precip	SolarRadMax	UVIMax	WindDir	WindMaxSp
	°C		(%)		(mm)	(W/m <sup>2</sup> )	(Units)	(°)	(m s <sup>-1</sup> )
October	33.6 (1.6)	23.6 (1.8)	92.3 (3.1)	51.0 (5.7)	85.7	992 (86)	8.9 (1.0)	124 (45)	7.77 (1.8)
November	30.4 (1.3)	19.1 (2.5)	92.0 (2.5)	51.3 (6.3)	19.8	916 (92)	7.0 (0.7)	100 (60)	8.71 (1.0)
December	31.8 (1.7)	20.6 (3.0)	90.5 (3.9)	40.9 (5.4)	9.7	830 (67)	6.2 (0.4)	123 (39)	9.18 (1.4)
January	29.3 (2.8)	16.0 (2.4)	88.7 (4.9)	36.0 (8.3)	12.8	796 (225)	5.8 (1.7)	116 (38)	10.61 (1.6)
February	30.5 (3.8)	20.5 (1.9)	88.1 (5.9)	37.4 (11.2)	61.2	898 (267)	7.6 (2.2)	109 (37)	9.85 (1.7)
March	34.4 (6.8)	21.0 (1.9)	94.8 (5.4)	49.8 (8.6)	46.9	1,007 (184)	10.1 (1.8)	120 (32)	10.58 (1.4)
April	36.0 (2.7)	23.3 (1.3)	94.2 (8.1)	50.3 (5.3)	15.1	1,068 (169)	11.1 (2.0)	127 (44)	10.50 (1.8)
May	37.1 (1.9)	24.4 (1.3)	95.9 (3.8)	54.6 (5.0)	8.1	1,085 (64)	11.2 (0.9)	133 (12)	10.42 (1.7)
June	35.1 (2.1)	24.4 (0.6)	95.8 (2.1)	60.0 (6.4)	159.1	1,097 (88)	11.2 (1.0)	108 (57)	8.47 (3.1)
July	35.2 (1.5)	24.3 (1.1)	95.5 (3.2)	55.35 (6.4)	119.6	1,107 (112)	11.1 (1.3)	124 (42)	7.45 (2.6)
August	34.0 (0.9)	23.8 (0.9)	96.2 (2.1)	52.7 (4.8)	196.4	1,138 (57)	11.8 (0.6)	127 (11)	7.17 (2.7)
September	32.7 (1.2)	23.7 (1.3)	93.9 (1.3)	51.3 (6.3)	241.2	1,085 (104)	11.2 (0.9)	122 (40)	7.90 (2.7)

Abbreviations: TempMax, average daily maximum temperatures; TempMin, average daily minimum temperatures; RHumidMax, average daily maximum relative humidity; RHumidMin, average daily minimum relative humidity; Precip, total monthly precipitation; SolarRadMax, average daily maximum solar radiation; UVmax, average daily maximum UV index; WindD, average monthly direction of the prevailing winds; WindMaxSp, average daily maximum wind speed.

In the study year, the total annual rainfall was 975.6 mm, with rain falling mainly from June to September (>150 mm in each of these months). The peak was in September, with 241.2 mm (almost 25% of the annual total). The lowest rainfall occurred from November to May (8.1-61.2 mm), i.e. in the dry season. October is normally a transitional month, as it only rains in the first weeks and gradually stops raining.

The average maximum solar radiation was less than 1,000 W/m<sup>2</sup> from October to February, and more than 1,000 W/m<sup>2</sup> from March to September. The peak was in August, with 1,138 W/m<sup>2</sup>, that is a fairly normal value according to the NASA (NASA, 2023). However, the average maximum daily Ultraviolet Index (UVI) was less than 9 units (ranging from 5.8 to 8.9) only from October to February, but from March to September, it reached values above 10 every month. It is especially noteworthy that it exceeded 11 units for six consecutive months (April to September), as values >11 are considered of "extreme risk" by the World Health Organization (WHO, 2002). This is probably because the city of Mérida is located in the tropical zone, since the closer a region is to the equator, the more directly the solar rays strike the Earth as they pass through a thinner layer of atmosphere.

The wind direction ranged from 100° to 133°, i.e. predominantly from the south-east (Caribbean), while the average daily maximum wind speed ranged from 7.2 ms<sup>-1</sup> (August) to 10.6 ms<sup>-1</sup> (January and March), being lower from June to November (<9 ms<sup>-1</sup>) than from December to May (>9 ms<sup>-1</sup>), i.e. it tended to be slightly lower during the rainy season than in the rest of the year, but was rather light throughout the year.

Comparing all these meteorological data with the historical weather records for Mérida (INEGI, 2023), it can be seen that the year studied was a typical year, i.e. without particularly high temperatures, particularly prolonged rainfall or hurricanes.

To find out whether the recorded meteorological data grouped the months into seasons, a principal component analysis was performed (Figure 8). Component 1 explained 83.2% of the variation, and Component 2 accounted for 16.4%. The main variables influencing cluster formation were rainfall and UVI. Four clusters were identified: 1) Dry-cold season (November-February) with low temperatures, precipitation, and solar radiation; 2) Dry-warm season (April-May) characterized by high temperatures and solar radiation with minimal precipitation; 3) Rainy season (June-September) featuring high rainfall, solar radiation, and UVI; 4) Transition months

(October and March), which represent a shift between the dry-cold and dry-warm seasons with intermediate values for temperature, precipitation, and UVI.

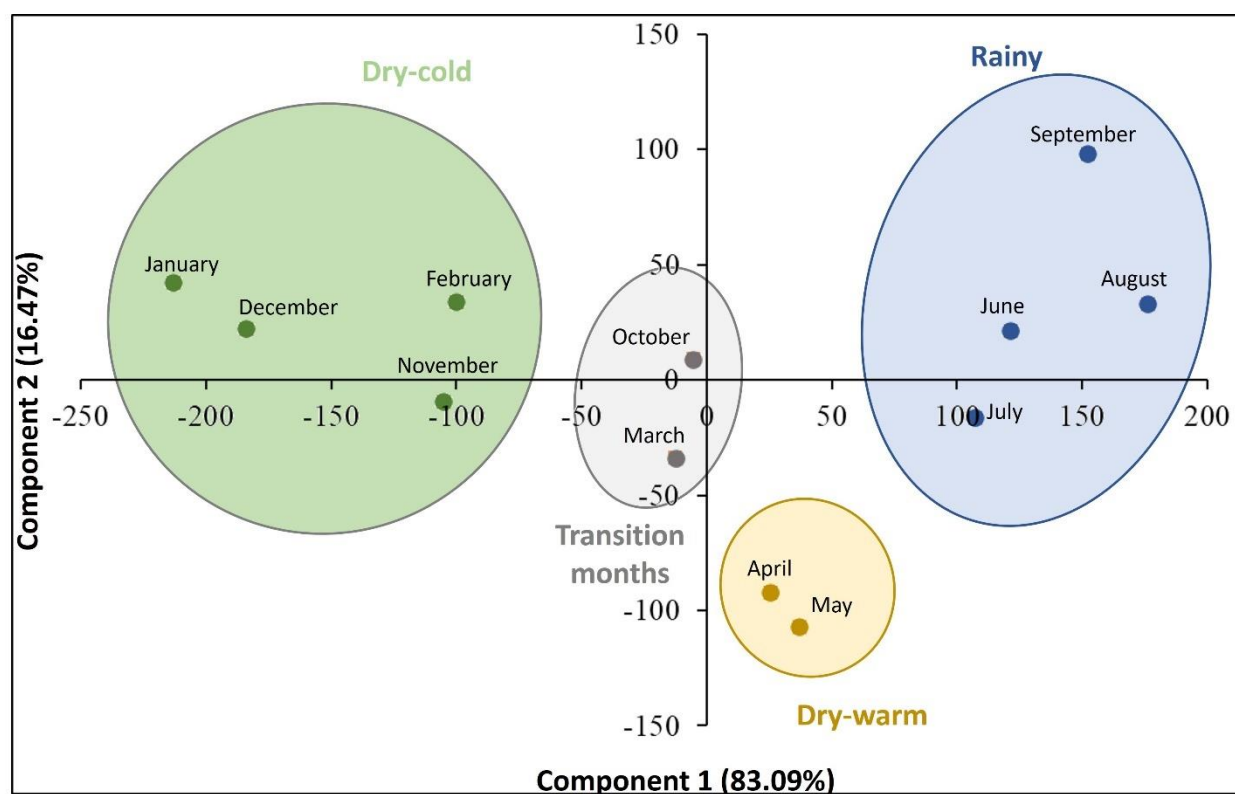


Figure 8. Principal components analysis plot (PCA) of the analyzed environmental variables of the evaluated months of 2021-2022.

### 3.4.2 General analysis of the 16S amplicon sequences and diversity metrics

A total of 482,269 quality sequences (once filtered and merged), with an average length of 258 bp, were generated by the MiSeq 16S rRNA amplicon sequencing, ranging from 19,784 to 71,679 sequences per sample. In all cases, the high similarity between the observed and the estimated number of OTUs (Table 6) suggests that our sequencing effort captured the great majority of the taxa contained in the bacterial communities. This observation was reinforced by the rarefaction curves (Supplementary material 1A), which showed a levelling off in all cases, indicating that the number of analyzed sequences was representative of their bacterial communities.



Table 6. Alpha diversity metrics of bacterial and fungal communities along the sampled year. Observed OTUs, richness, evenness, and diversity were analyzed at 5% sequence dissimilarity (genus level) for each sample.

Month	Bacteria				Fungi			
	# OTUs	Chao 1 $\pm$ se	Evenness	Shannon(H')	# OTUs	Chao 1 $\pm$ se	Evenness	Shannon (H')
October	490	490 $\pm$ 1	0.74	4.6	110	110 $\pm$ 1	0.63	3.0
November	526	527 $\pm$ 2	0.77	4.8	120	121 $\pm$ 3	0.62	3.0
December	539	542 $\pm$ 3	0.71	4.5	132	132 $\pm$ 1	0.58	2.8
January	511	511 $\pm$ 1	0.79	4.9	191	193 $\pm$ 1	0.61	3.2
February	448	450 $\pm$ 2	0.79	4.8	127	127 $\pm$ 0	0.67	3.2
March	505	507 $\pm$ 2	0.79	4.9	160	160 $\pm$ 0	0.46	2.3
April	494	498 $\pm$ 3	0.81	5.0	112	115 $\pm$ 3.0	0.46	2.2
May	270	270 $\pm$ 0	0.63	3.5	67	67 $\pm$ 0	0.63	2.6
June	207	208 $\pm$ 1	0.72	3.8	145	145 $\pm$ 0	0.55	2.7
July	454	456 $\pm$ 3	0.83	5.1	189	189 $\pm$ 1	0.57	3.0
August	441	442 $\pm$ 1	0.82	5.0	193	193 $\pm$ 0	0.61	3.2
September	487	488 $\pm$ 1	0.83	5.1	148	148 $\pm$ 0	0.38	1.9

Abbreviations: # OTUs, number of observed operational taxonomic units; Chao 1, estimated richness;  $\pm$  se, plus-minus standard error; Evenness, Pielou's evenness index; Shannon (H') Shannon diversity index.

Regarding richness of OTUs classified at genus or above taxonomic level, months from November to March presented values above 500 (with exception of February), ranging from 505 to 548 OTUs; and conversely, all months from April to October presented values below 500, ranging from 207 to 494 OTUs. This suggests that Mérida tends to have a higher number of airborne bacterial genera during the dry-cold season than in all the other seasons. It is likely that the not so high temperatures, combined with the low rainfall and not so high UVI, provide conditions that allow more bacterial genera to thrive in Mérida and become airborne.

The similarity in the number of observed OTUs and the Chao 1 value could be due to the low presence of very rare OTUs (singletons and doubletons) in each of the months. It is important to highlight that although May had a higher number of observed OTUs compared to June, June exhibited greater diversity. This is influenced by the fact that June had a greater number of rarer genus (6 singletons and 15 doubletons) compared to May (2 and 8, respectively). In contrast, during December, despite having a higher number of singletons and doubletons (12 and 19, respectively) compared to November (6 and 11, respectively), December showed lower diversity, influenced by the presence of relatively more abundant major groups (Supplementary material 2).

In the case of July and September, the highest evenness and diversity values were found. This could be to the fact that they were the months with the lowest number of singletons and doubletons and there were no large differences in major groups relative abundances, which contributed to greater values of these index. Evenness tended to be lower in the dry-cold season (November to February) and in the transition months (March and October), with values ranging between 0.71 and 0.79, than in the rainy season (with exception of June, which had values of 0.72), which had values between 0.82 and 0.83.

It should be noted that in May, both richness and evenness had the lowest value of all months, with 271 and 0.63 respectively, suggesting that the combination of conditions of this month (very high temperatures, very low rainfall, and high solar radiation) caused several bacterial genera to reduce their relative abundance, thus increasing the proportion of a few. In June the richness was the lowest (207 OTUs) but evenness increased with reference to May perhaps because the rainy season starts and this conditions may allow to some bacteria genera to increase their relative abundances.

Thus, in conclusion, it appears that seasonality is important in determining the diversity indexes of airborne bacterial genera in Merida, with richness tending to be higher in the dry-cold season, and evenness tending to be slightly higher in the rainy season.

### **3.4.3 Composition of the bacterial communities**

Our analysis revealed a total of 1,210 airborne bacterial OTUs classified at the genus level or above considering the twelve months together. However, only 93 (7.8%) of them were found throughout the twelve months. These could be considered a sort of core of the Merida airborne bacterial microbiota. Nevertheless, if only those OTUs with relative abundance  $\geq 1\%$  in at least one month (which are supported by a larger number of sequences and therefore have more robust values) are considered, only 56 (4.7%) OTUs were found considering the twelve months together, and only 43 (3.6%) of these were found throughout the twelve months. This suggests, on the one hand, that the vast majority of airborne bacterial genera in Merida are not present throughout the year and, on the other hand, that the vast majority have a very low abundance ( $< 1\%$ ).

When comparing the number of all bacterial genera between seasons, regardless of whether they were not found in one or more months of a given season. Figure 9 presents a Venn diagram showing the number of genres shared between stations, 189 genera were exclusively found in the dry-cold season, 70 in the dry-warm season, 124 in the rainy-season, and 81 in the transition

months (Figure 9). This reinforces the idea that the dry-cold season has the highest bacterial richness and the dry-warm season the lowest. And on the other hand, it shows that about 30% of the genera (369) are shared by all four seasons (even though they were not found in some months). It is worth noting that another 89 genera were common to all seasons except to the dry-warm season, which strengthens the suggestion that richness is lower in this season than in the others; most likely because the climatic conditions are more restrictive for a large number of bacterial genera to thrive.

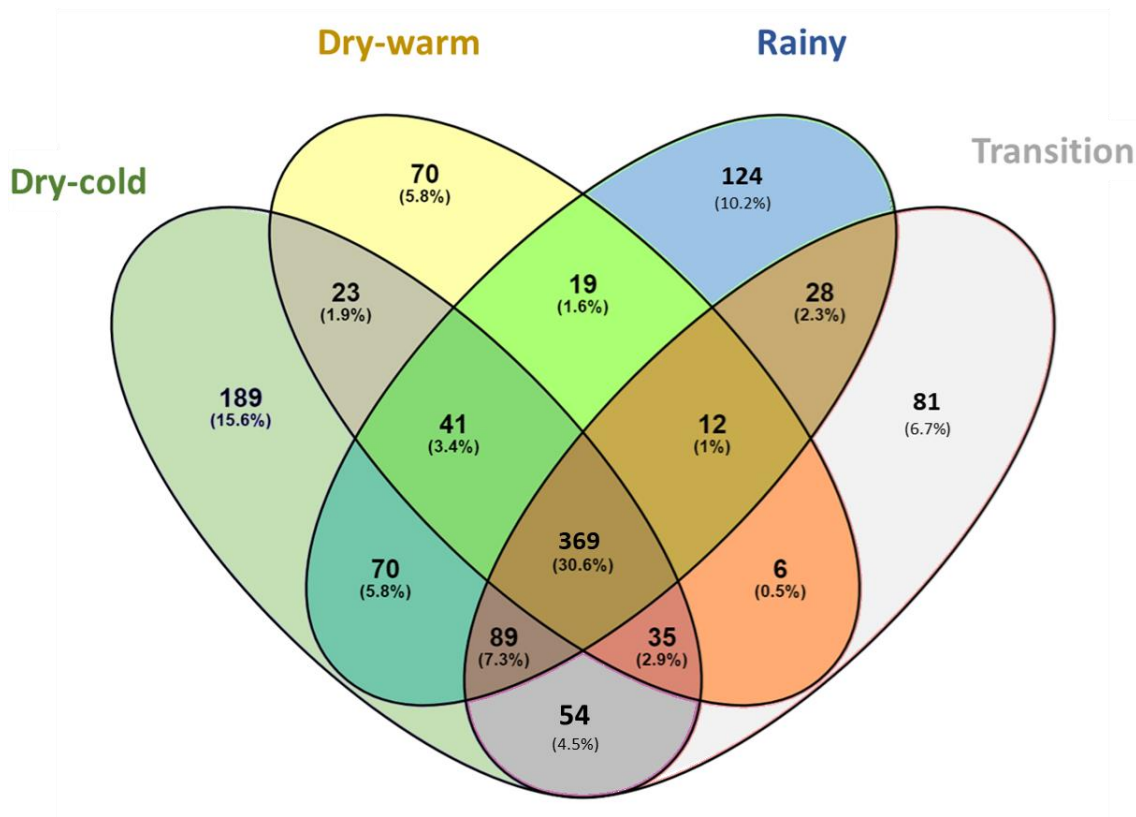


Figure 9. Venn diagram showing the co-occurrence of bacterial genus between the identified seasons.

#### 3.4.4 Structure of the bacterial communities

Regarding the structure of the communities, when comparing the relative abundances of the 20 most abundant OTUs classified at genus or above taxonomic level (Figure 10), it can be seen that they accounted for about 33-68% of their respective communities in all months; covering the lowest percentage in April and the highest in May. What is likely related to the relatively high diversity found in April and the low diversity found in May.

All of these 20 major bacterial OTUs, except *Wissella* and a genus of the family Archangiaceae, were present in all twelve months, highlighting their importance as structural members of the airborne bacterial community of Merida (Figure 10). It is noteworthy that there does not appear to be a seasonal pattern related to the relative abundance of each of these OTUs, whereby in one season has more similar abundances than in the other seasons. Rather, it appears that the abundance of each of the major OTUs fluctuates within a relatively narrow range from month to month and that these fluctuations are not related to the meteorological parameters evaluated. This may be attributed to the fact that richness can "distorts" relative abundances, as when there are less minor bacterial genera in a community, the abundance of the major OTUs tends to increase. So, it should be kept in mind that relative abundances are only ratios, and do not necessarily relate to the actual number of microorganisms of a given genus present.

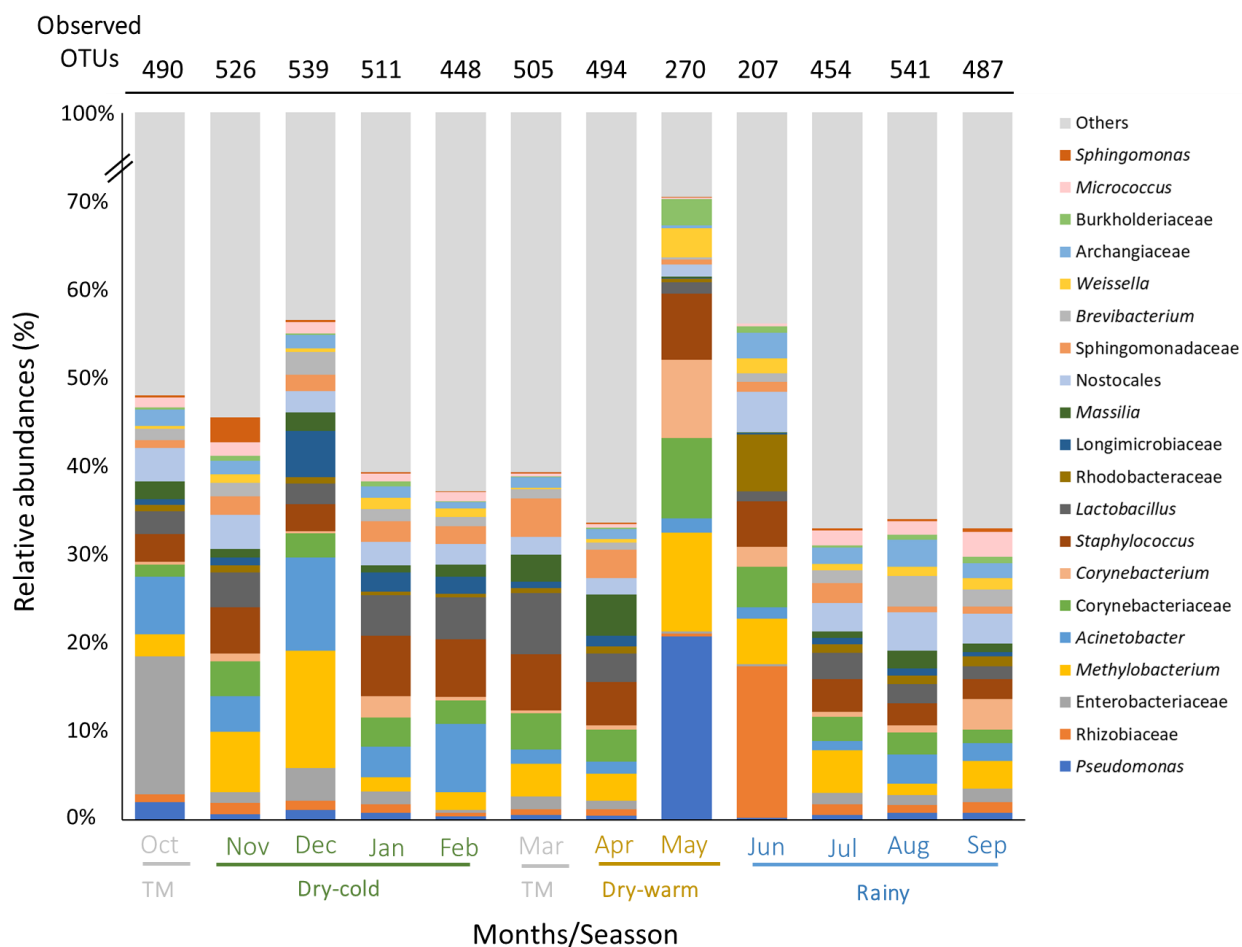


Figure 10. Monthly structure of bacterial communities at the genus level. Genera with an annual average relative abundance of  $\geq 1\%$  are named individually, while others are grouped as "others." When classification to the genus level was not possible, the lowest identified taxonomic level is indicated.

To determine the degree of similarity between the twelve communities studied, considering all the OTUs classified at genus or above level a Bray-Curtis hierarchical clustering analysis was carried out. As shown in Figure 11, except for May and June, the communities of all months were >90% similar in their bacterial structure, and their similarities did not follow a seasonal pattern. This reinforces the idea that, with the exception of May and June, the airborne bacterial communities in Mérida undergo relatively small changes throughout the year, and that these changes do not follow a seasonal pattern, so these small changes are probably related to variables not assessed in this work.

As for May and June, their bacterial communities were about 40% different from all other months, so it is clear that they did not follow the same pattern of relatively small shifts as the rest of the year. As the dissimilarity between these two months was about 10% (i.e. they are quite similar to each other), their difference from all the other months is probably due to environmental reasons. It should be remembered that these two months had a combination of high temperatures, high solar radiation and UVI, so it is likely that their differences with respect to the other months are due to these factors. However, we cannot rule out the possibility that other parameters that we have not observed and measured may have affected their bacterial communities (such as some human or industrial activities in or nearby the city).

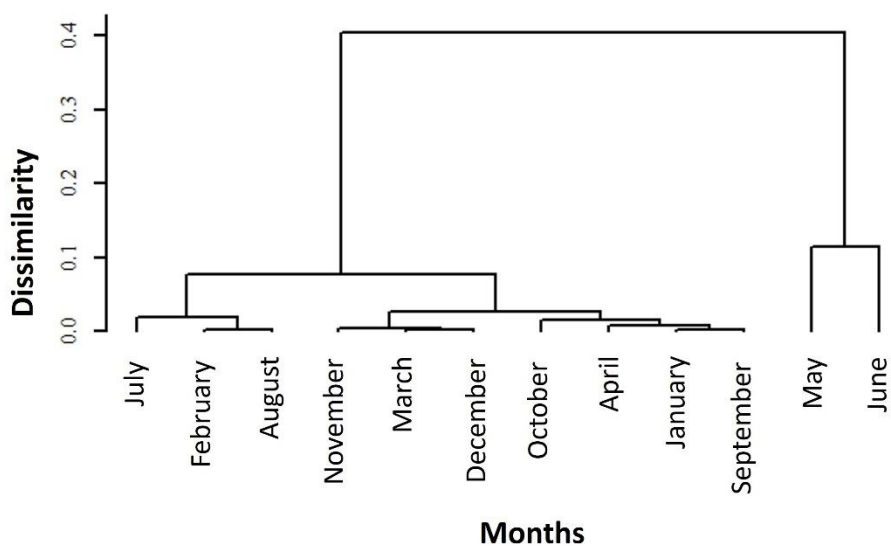


Figure 11. Bacterial beta-diversity dendrogram, showing the dissimilarity and clustering of the sampled months, based on Bray-Curtis index using neighbor joining algorithm.

### 3.4.5 Possible origin and biology of the main bacterial genera classified

Other environments in which the major bacterial genus have been commonly found, are human skin and mucous membranes, plants, soil, and water (Table 7). Thus, it is likely that although they were found in the air, they originated from these sources.

The five more relatively abundant OTUs classified at genus or above taxonomic level were present throughout the year and together ranged from 6.6 to 34% of the communities in all months (Figure 10), so it is worth examining their main characteristics in more detail.

Table 7. Major airborne bacterial taxa classified in Merida, Mexico, and habitats where they are commonly found.

Bacterial taxa	Possible source	Reference
<i>Pseudomonas</i>	Human infections, organic matter, plants, soil, water.	Moore <i>et al.</i> , 2006
Rhizobiaceae	Organic matter, plants, soil, water.	Kuzmanović <i>et al.</i> , 2022
Enterobacteriaceae	Animal and human gut and skin, soil, water.	Brenner <i>et al.</i> 2004
<i>Methylobacterium</i>	Dust, hospitals, human opportunistic infections, plants, soil, water.	Holland, 1997; Green, 2015
<i>Acinetobacter</i>	Hospitals, human opportunistic infections, plants, soil, water.	Wong <i>et al.</i> , 2017
Corynebacteraceae	Animal and human skin, hospitals, mucous and gut, soil, water.	Cappelli <i>et al.</i> , 2023
<i>Corynebacterium</i>	Food, mammals skin, soil, surface of objects, water.	Liebl <i>et al.</i> , 2005
<i>Staphylococcus</i>	Air, food, animal and human skin and mucous, hospitals, soil, water	Foster, 1996
<i>Lactobacillus</i>	Fermented foods, human gut and vagina, milk, plants, soil, water.	Hammes and Vogel, 1995
Rhodobacteraceae	Marine environments, marine organisms.	Pujalte <i>et al.</i> , 2014
Longimicrobiaceae	Rhizosphere, saline-alkali soils.	Zhang <i>et al.</i> , 2023; Sun <i>et al.</i> , 2024
<i>Massilia</i>	Air, hospitals, plants, soil, water.	Ofek <i>et al.</i> , 2012
Nostococales	Extreme environments, rocks, soil, water, wetlands.	Lücking <i>et al.</i> , 2014
Sphingomonadeaceae	Hospitals, human gut, human infections, milk, plants, soil, water.	Narciso-da-Rocha <i>et al.</i> , 2014
<i>Brevibacterium</i>	Dairy products, decomposing organic matter, insects, water.	Onraedt <i>et al.</i> , 2005
<i>Weissella</i>	Animal and human bodies, dairy products, soil, water.	Fusco <i>et al.</i> , 2015

---

Archangiaceae	Biofilms, soil, water.	Wu <i>et al.</i> , 2023
Burkholderiaceae	Hospitals, plants, sediments, soil, water.	Voronina <i>et al.</i> , 2015
<i>Micrococcus</i>	Dairy products, dust, hospitals, human skin, soil, water.	Osman <i>et al.</i> , 2018
<i>Sphingomonas</i>	Freshwater, groundwater, wastewater, endophytes, sediment, rhizosphere, soil.	Asaf <i>et al.</i> , 2020

---

The genus *Pseudomonas* (phylum Proteobacteria, order Pseudomonadales), was the one with the highest relative abundances, ranging from 0.3% in June to 20.8% in May. In nine of the twelve months its abundance was <1%, but in May its abundance soared, suggesting that it is relatively tolerant of the harsh conditions in Mérida in May. *Pseudomonas* is a ubiquitous and the most diverse genus of bacteria. It has a very versatile metabolism, being able to degrade a wide range of molecules, including aromatic compounds, halogenated derivatives and recalcitrant organic residues (Spiers *et al.*, 2020). In addition, some species, such as *P. aeruginosa*, are opportunistic human pathogens, and some strains have shown resistance to multiple antibiotics (Bassetti *et al.*, 2018).

Next comes a genus that only was classified to the family level as Rhizobiaceae (phylum Proteobacteria, order Rhizobiales), ranging from 0.3% in February to 17% in June. In eight months, it was <1% abundant. Its peak coincided with the onset of the rainy season, so it may have some connection with this. Rhizobiaceae is a very diverse family of bacteria, comprising mainly soil- or plant-associated N<sub>2</sub>-fixing bacteria that play a key role in the nitrogen cycle. However, it also includes some plant pathogenic species (Kuzmanović *et al.*, 2022).

The third was a genus from the family Enterobacteraceae (phylum Proteobacteria, order Enterobacterales), ranging from 0.2% in May to 15.6% in October. This suggests that it is relatively intolerant of the conditions that prevail in May. It was >1% abundant in eight months. The family Enterobacteraceae encompasses an ecologically diverse group of bacteria. Its habitats include the mammalian gut, insects, and plants (Brenner and Farmer III, 2015). It includes, along with many harmless symbionts, many well-known pathogens, such as *Citrobacter*, *Escherichia*, *Klebsiella*, *Proteus*, *Salmonella*, *Serratia*, *Shigella*, and *Vibrio* (Farmer *et al.*, 2010; Paterson and Doi, 2017), making it a bacterial family of public health concern.

The fourth was *Methylobacterium* (phylum Proteobacteria, order Hyphomicrobiales), ranging from 1.2% in August to 13% in December. It was one of the few genera >1% abundant throughout the year. *Methylobacterium* is a ubiquitous strict aerobic bacterial genus, normally inhabiting soil and water, which can use a wide variety of compounds as carbon source. It is of ecological importance, as some of its species are nitrogen fixers, plant growth promoters, and inhibitors of plant pathogens, but it has also some human opportunistic pathogenic species (Patt *et al.*, 1976; Green *et al.*, 2018).

The fifth was *Acinetobacter* (phylum Proteobacteria, order Pseudomonadales), ranging from 1% in July to 10.6% in December. It is a ubiquitous strict aerobe bacterial genus, known for its ability to degrade toxic compounds, and is therefore of both biological and biotechnological importance (Pirog *et al.*, 2021). It has some human opportunistic pathogenic species, such as *A. baumannii*, which can cause infections in the blood, urinary tract, and lungs, or wounds (Howard *et al.*, 2012; Alrahmany *et al.*, 2021).

In summary, these five main genera belong to the phylum Proteobacteria and contain widespread species, often associated with animals and humans. It therefore seems logical to have found them in the air of a crowded city. It is worth mentioning that these five bacterial genera have been found in the air microbiota of cities in other parts of the world, such as Denver and Greeley (USA), Ji'nan and Hangzhou (China) and Athens (Greece) (Bowers *et al.*, 2013; Xu *et al.*, 2017; Liu *et al.*, 2018a; Grydaki *et al.*, 2021; Metaxatos *et al.*, 2021), so they appear to be cosmopolites. However, it is also worth noting that, as far as we know, some of the main genera we found, such as *Lawsonella* and *Weissella* have not been described so far in studies on outdoor airborne microbiota in cities. This might suggest that they are specific to the city of Mérida, but more work is needed to properly analyze this possibility.

#### **3.4.6 General analysis of the ITS amplicon sequences and diversity metrics**

A total of 486,159 quality sequences (once filtered and merged), with an average length of 308 bp, were generated by the MiSeq ITS2 rRNA amplicon sequencing, ranging from 22,487 to 83,572 sequences per sample. As in the case of bacteria, in all the fungal samples, the high similarity between the observed and the estimated number of OTUs (Table 6) suggests that our sequencing effort captured the great majority of the genera contained within their communities; and this observation was reinforced by the rarefaction curves (Supplementary material 1B), which showed a levelling off in all cases, indicating that the number of analyzed sequences was representative of their fungal communities.



Regarding richness, months from October to May (with exception of January and March) (Table 6) presented values below 132 OTUs classified at genus or above level, ranging from 67 to 132 OTUs; and conversely, all months from June to September presented values above 145 OTUs classified at genus or above level, ranging from 145 to 193 OTUs; suggesting that Merida tends to have a higher number of airborne fungal genera during the rainy season than in all the other seasons. This contrasts with the richness of bacteria, which peaked during the dry cold season, suggesting that the communities of these two groups of microorganisms behave differently. It also suggests that conditions of higher rainfall favor the proliferation of a greater number of airborne fungal genera, which is consistent with previous works (e.g. Talley *et al.*, 2002). On the other hand, the particularly low fungal richness in April and May (with 116 and 67 OTUs respectively), suggests that there are fewer airborne fungal genera in Merida during the dry-warm season; probably due to the combination of high temperature, very low rainfall and high UVI.

January, February, and August were the months with the highest diversity (Shannon = 3.2), which is because they had the greatest richness and did not show highly dominant major OTUs, as occurred in March, April, and September, which were the months with the lowest diversity (despite the presence of doubletons and singletons). An interesting month is July, which, despite showing a richness of 189 OTUs, had a diversity of 3.0. This lower diversity was due to a smaller number of major groups, and within these major groups, several OTUs were dominant. In the case of October, despite having lower richness, it showed a higher diversity value due to a larger number of singletons and doubletons (Supplementary Material 3).

As for evenness, it was higher ( $>0.58$ ) from October to February, i.e. in the dry cold season (Table 6), ranging from 0.58 to 0.67, than in the rest of the year (with exception of May and August), when it ranged from 0.38 to 0.57. This suggests that during the dry-cold season, environmental conditions allow more genera to thrive in a more similar proportion and do not exert a selective pressure favoring only a few. And as a result of the greater evenness, fungal diversity also tended to be higher in the dry-cold season.

#### **3.4.7 Composition of the fungal communities**

A total of 367 fungal OTUs classified at genus or above level were classified when considering the twelve months as a whole, of which only 26 (7.3%) were found throughout the twelve months. However, if only genera with a relative abundance  $\geq 1\%$  in at least one month are considered, only 18 (5.2%) were present over the twelve months. This suggests that the vast majority of airborne

fungal genera in Merida are minor genera (<1% abundant) that are not present throughout the year.

As can be seen in Figure 12, 86 (23.6%) of the genera were common to all seasons. The highest number of exclusive genera occurred during the rainy season, with 58 OTUs, which is consistent with the highest richness during this season, especially in July and August. And the lowest number of exclusive genera occurred during the dry season, with 15 OTUs, which is likely related to the lowest richness during this season, especially in May. It is noteworthy that in addition to the 87 genera common to all seasons, a further 51 genera were common to all seasons except the dry-warm season, suggesting that these 51 genera can thrive throughout the year but cannot tolerate the harsh conditions of April and May.

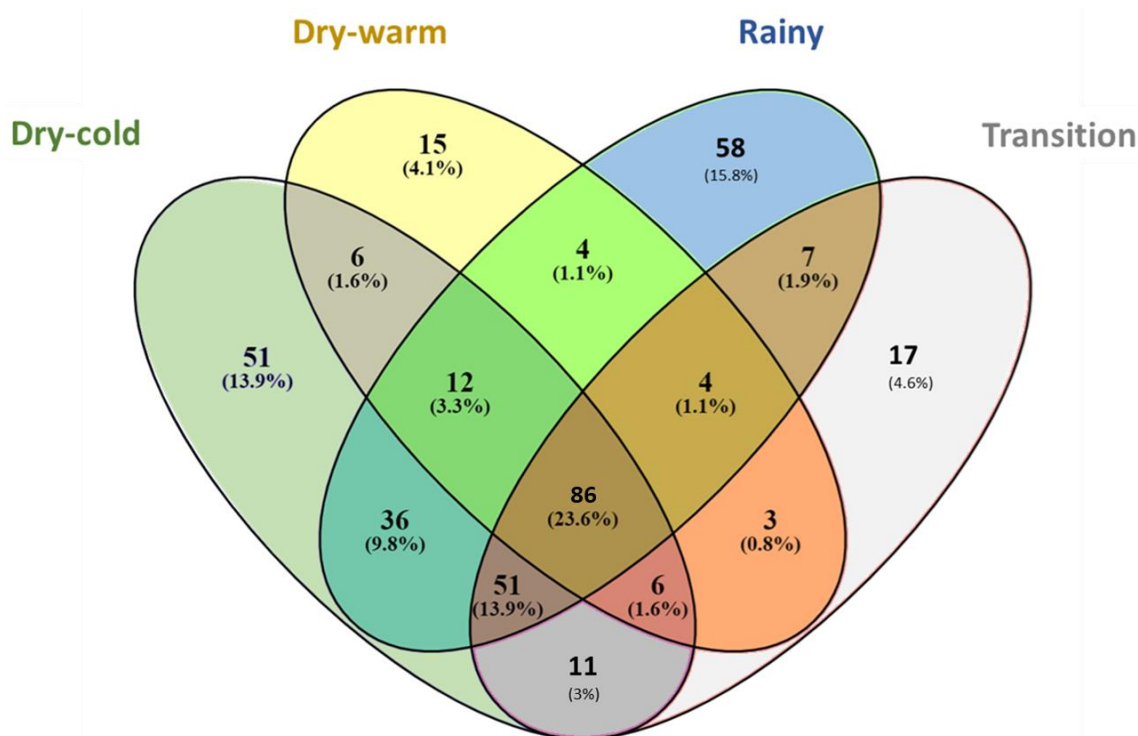


Figure 12. Venn diagram showing the co-occurrence of fungal genera between the identified seasons.

### 3.4.8 Structure of the fungal communities

When comparing the relative abundance of the 18 major genera present over the twelve months (Figure 13), it was observed that together they ranged from 76.25% in September to 89.20% in April. This suggests that, although they represent only a small proportion of the richness of their

communities (about 5%), they account for more than three-quarters of their communities' abundance in all months.

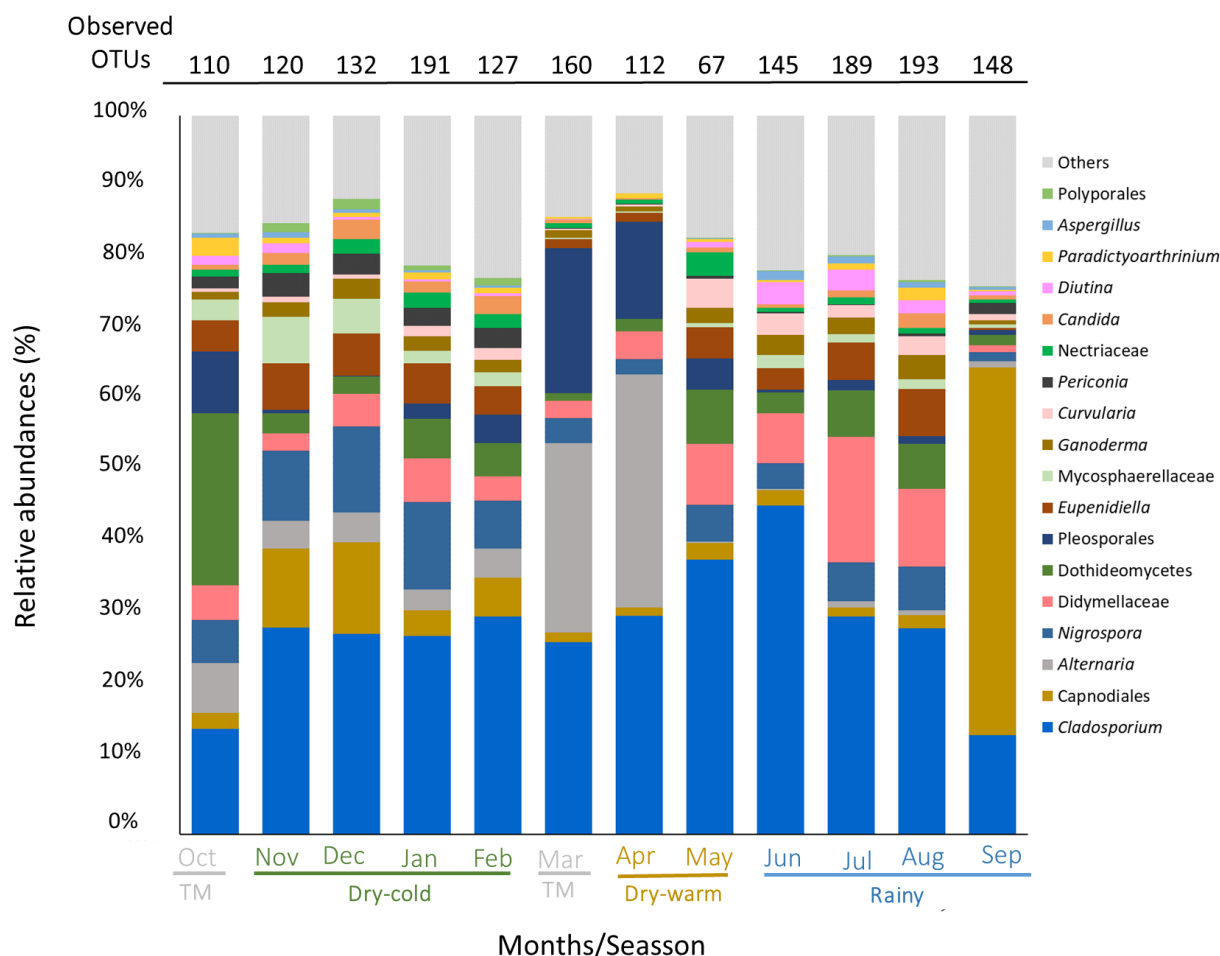


Figure 13. Monthly structure of fungi communities at the genus level. Genera with an annual average relative abundance of  $\geq 1\%$  are named individually, while others are grouped as “others.” When classification to the genus level was not possible, the lowest identified taxonomic level is indicated.

In order to analyze the degree of similarity between the twelve communities studied, a Bray-Curtis hierarchical clustering analysis was carried out. As can be seen in Figure 14, all the communities were more than 50% similar to each other, and if May is excluded, all the other communities were more than 70% similar to each other, suggesting that, excepting for May, the airborne fungal communities are quite similar throughout the year. The next thing observed was that the structure of the fungal communities does not seem to follow a seasonal pattern, where those belonging to the same season are more similar to each other than those belonging to different seasons. Rather,

as it happened with the bacterial communities, it can be concluded that, with the exception of May, the airborne fungal communities in Merida undergo relatively small changes throughout the year, and that these changes do not follow a seasonal pattern.

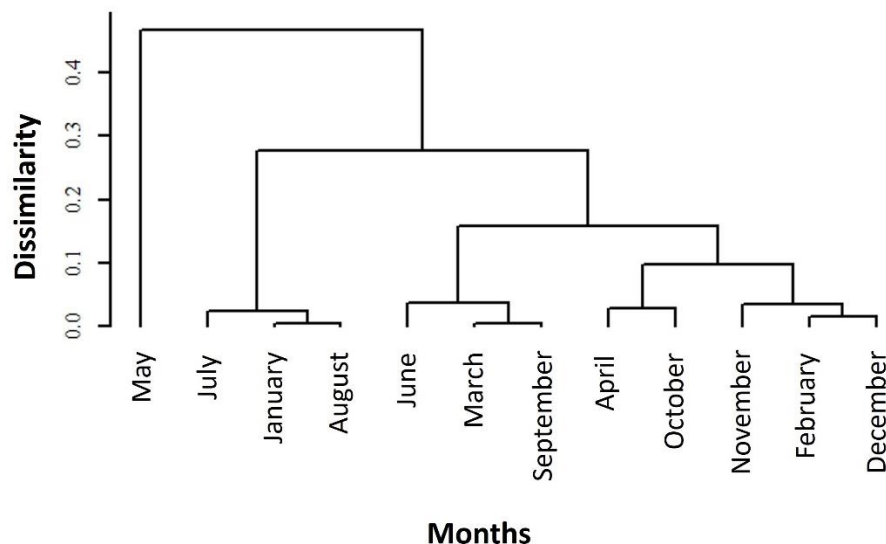


Figure 14. Fungi beta-diversity dendrogram, showing the dissimilarity and clustering of the sampled months, based on Bray-Curtis index using neighbor joining algorithm.

Our results also suggest that the extreme conditions of May (i.e., the combination of high temperatures, low rainfall and high UV index) exert a different selective pressure on the airborne microbiota than the other months, resulting in its bacterial and fungal communities being more dissimilar to those of the other months.

### 3.4.9 Possible origin and biology of the main fungal genera classified

As can be seen in Table 8, some of the habitats where the major taxa of airborne fungi classified are commonly found are animals and humans, decaying organic matter, plants, soil, and water. They are therefore likely to originate from these sources.

It is noteworthy that seven out of the 18 major OTUs classified at genus or above level had an abundance higher than 10% in at least one month, so it is worthwhile to have a closer look at them.

The genus *Cladosporium* (phylum Ascomycota, order Capnodiales) had the highest relative abundances, ranging from 13.81% in April to a staggering 45.78% in September. Except for

September, its abundance was slightly higher during the dry-cold season than the rest of the year. *Cladosporium* is a cosmopolitan and highly diverse genus of fungi. It is one of the most common airborne fungi in urban and rural environments (Kasprzyk and Worek, 2006; Oliveira *et al.*, 2009; Nageen *et al.*, 2023). It includes some of the most common indoor and outdoor molds, saprophytic and plant pathogenic species, and some that are allergenic or opportunistic human pathogens (Crous *et al.*, 2007; Bensch *et al.*, 2012; Ogórek *et al.*, 2012).

Table 8. Major airborne fungal taxa classified in Merida, Mexico, and habitats where they are commonly found.

Fungal taxa	Possible source	Reference
<i>Cladosporium</i>	Air, fungi, soil, spoiled food, water.	Bensch <i>et al.</i> , 2012; Ogórek <i>et al.</i> , 2012
Capnodiales	Animals, plants, rocks.	Abdollahzadeh <i>et al.</i> , 2020; Dong <i>et al.</i> , 2021
<i>Alternaria</i>	Plants, spoiled food.	Patriarca, 2016
<i>Nigrospora</i>	Plants, plant debris and litter.	Wang <i>et al.</i> , 2017
Didymellaceae	Leaf litter, plants, soil.	Tennakoon <i>et al.</i> , 2019; Hou <i>et al.</i> , 2020
Dothideomycetes	Animals, plants, soil, water.	Pem <i>et al.</i> , 2021
Pleosporales	Plants, insects, leaf litter.	Zhang <i>et al.</i> , 2012
<i>Eupenidiella</i>	Human skin.	Czachura <i>et al.</i> , 2021
Mycosphaerellaceae	Plants, plant debris.	Videira <i>et al.</i> , 2017
<i>Ganoderma</i>	Soil, litter.	Wang <i>et al.</i> , 2020
<i>Curvularia</i>	Plants, soil.	Rinaldi <i>et al.</i> , 1987
<i>Periconia</i>	Plant pathogens, water.	Carmarán and Novas, 2003
Nectriaceae	Plant, soil.	Lombard <i>et al.</i> , 2015
<i>Candida</i>	Human skin, Animals, Hospitals.	Corte <i>et al.</i> , 2016; Seelbinder <i>et al.</i> , 2023
<i>Diutina</i>	Human skin, Animals, Hospitals.	Khunnamwong <i>et al.</i> , 2015
Paradictyoarthrinium	Decaying wood.	Xu <i>et al.</i> , 2023
<i>Aspergillus</i>	Air, plant pathogens, litter.	Mullins <i>et al.</i> , 1976, Bennett, 2010
Polyporales	Decaying wood.	Justo <i>et al.</i> , 2017

The next (second place) is a genus that could only be classified down to order level as belonging to Capnodiales (phylum Ascomycota), ranging from 1.2% in September, to 51.10% in June. This was the only genus that showed >10.0% abundance throughout the year. (Figure 13). In May, it stood at 37.8%, suggesting that it is relatively tolerant to this month's harsh conditions. The order

Capnodiales is the second most diverse of the class Dothideomycetes. Some of its species are characterized as rock-dwelling, saprophytic, endophytic, or human-associated pathogens (Abdollahzadeh *et al.*, 2020). It includes several families with important plant pathogenic species, such as Mycosphaerellaceae, Teratosphaeriaceae and Schizothyriaceae (Crous *et al.*, 2009).

In third place comes the genus *Alternaria* (phylum Ascomycota, order Pleosporales), ranging from 0.13% in December to 32.39% in March. Species of the genus *Alternaria* are known to be important plant pathogens due to its ability to produce mycotoxins. Some are also common allergens in humans, growing indoors and causing hay fever or hypersensitivity reactions sometimes leading to asthma. They are present in the human mycobiome and readily cause opportunistic infections in immunocompromised individuals (Sánchez and Bush, 2001; Patriarca, 2016).

The fourth was the genus *Nigrospora* (phylum Ascomycota, order Trichosphaeriales), it was present during all months of the year ranging from 1.29 (September) to 12.15% (January), with greater relative abundances during the dry-cold season. Several species of *Nigrospora* are known to be endophytic or saprophytic, but some can act as opportunistic pathogens, particularly in plants, where they induce leaf spots, stem lesions, and fruit rot (Fors *et al.*, 2020). Additionally, *Nigrospora* species have been associated with the production of mycotoxins, posing potential risks to human and animal health through contaminated crops (Zhao *et al.*, 2012).

Next comes a genus belonging to the family Didymellaceae (phylum Ascomycota, order Pleosporales), ranging from 0.89% in June to 17.48% April. It was <1% abundant in May as well as throughout the rainy season, but >2.7% abundant throughout the rest of the year, suggesting that this genus is relatively less thriving than many others in the rainy season. The family Didymellaceae is widely distributed in diverse habitats, such as air, feces, plants, sediments, and soil (Zhang *et al.*, 2016; Chen *et al.*, 2017; Valenzuela-Lopez *et al.*, 2018). Several of its species are pathogenic to a broad spectrum of plants, mainly inducing lesions on leaves and stems (Chen *et al.*, 2017), causing diseases such as blackleg and ascochyta blight (Valenzuela-Lopez *et al.*, 2018).

The sixth was a genus belonging to the class Dothideomycetes (phylum Ascomycota), ranging from 1.05% in September to 23.91% in July. Except for September, it was >2% abundant in all months. Dothideomycetes is the largest and most diverse class of ascomycete fungi (Schoch *et al.*, 2009), many of its species are cosmopolitan and have not been yet described (Haridas *et al.*,

2020; Pem *et al.*, 2021), so it is not surprising that it has only been classified to the class level. The best-known members of this class are important plant pathogens; however, most of the described species are found as endophytes or saprobes growing on woody debris, decaying leaves or manure. It includes also genera associated with allergenic fungi, such as *Alternaria*, *Aspergillus*, *Curvularia*, and *Cladosporium* (Ataygul *et al.*, 2007; Karmakar *et al.*, 2020).

The seventh was a genus that could only be classified down to the order level as Pleosporales (phylum Ascomycota), ranging from 0.16% in September to 20.16% in December. Its abundance was slightly higher (>6%) in the dry-cold season than in the rest of the year, however, in all months it was present at >1%. Pleosporales is a cosmopolitan order, the majority of its species are saprobes on decaying plant material in fresh water (Shearer *et al.*, 2009), and marine (Suetrong *et al.*, 2009) or terrestrial environments, but several species are also associated with living plants as parasites, epiphytes or endophytes. The best studied species cause plant diseases in important agricultural crops, such as maize and wheat (Kruys *et al.*, 2006; Friesen *et al.*, 2008) and some are important allergens (Oliveira *et al.*, 2010).

It should be noted that these seven major genera belong to the phylum Ascomycota, which is the largest phylum of fungi, all have plant pathogenic species, most have allergenic and opportunistic human pathogenic species, and some are involved in spoiling food. Thus, although these genera also contain species that are part of the normal microbiota of plants and humans, some are likely to be involved in the spread of some infections and diseases, as well as contributing to some allergies and food spoilage.

Several studies on airborne fungi in cities have found Ascomycota to be the predominant fungal phylum (e.g., Mallo *et al.*, 2011; Oh *et al.*, 2014; Nageen *et al.*, 2023). In addition, Liu *et al.*, (2019) compared airborne fungal communities in urban and rural areas and found that the phylum Ascomycota was more abundant in cities, while the phylum Basidiomycota predominated in rural areas. So perhaps this is a distinctive pattern between urban and rural airborne fungal microbiota. However, further work would. Mainly in rural areas, be necessary to be sure about this.

The genera *Alternaria* and *Cladosporium*, two of the most abundant genera we found, are commonly found in urban air (Grinn-Gofroń *et al.*, 2019; Banchi *et al.*, 2020), so it is not surprising that they were also found in Mérida. Other genera frequently found in urban air are *Aspergillus*, *Curvularia*, *Hansfordia*, *Nigrospora*, *Periconia*, and *Trametes*, which have been reported, for example, in the cities of Tianjin, Hefei, and Beijing, in China (Yan *et al.*, 2016; Niu *et al.*, 2021;

Wang *et al.*, 2021b), so they appear to be cosmopolites. There is not much information on *Eupenidiella*, but it has been reported in hotel air (Fu *et al.*, 2020), or on *Lasiodiplodia*, but it has been found in the air of Havana (Cuba) (Almaguer-Chaves *et al.*, 2018). Thus, we can conclude that, despite the tropical location and particular climatic conditions of Mérida, several of the most abundant airborne fungal genera appear to be the same as in cities in other parts of the world. Further research would be needed to know whether the species of these genera in Mérida are the same as in the temperate cities where they have also been found, and whether the minor genera we found are common in other cities around the world.

Some other genera which, although not present throughout the entire year, were found in most months reaching >2% abundance in at least one of them, were *Ganoderma*, a genus with species growing on decaying wood (reaching 18.1% in September) (Almaguer *et al.*, 2014); *Paradictyoarthrinium*, which also has species that grow on decaying wood but is less studied (4.0% in May) (Liu *et al.*, 2018b); *Diutina*, with species involved in human and animal infections (3.1% in March) (Mixão *et al.*, 2019); *Candida*, which is the most common cause of fungal infections worldwide and the largest yeast genus of medical importance (2.2% in March) (Turner and Butler, 2014); and a genus of the family Sordariaceae, which includes the red bread molds and comprises pigment- and ethanol- producing species (2.2% in June) (Poorniammal *et al.*, 2021).

### 3.5 Conclusions

In this study, longitudinal changes were observed in the composition of airborne bacterial and fungal communities, although seasonal patterns were not found. The most significant changes in both bacteria and fungi occurred during the dry-warm season, which exhibited the lowest diversity due to the more extreme environmental conditions of the year.

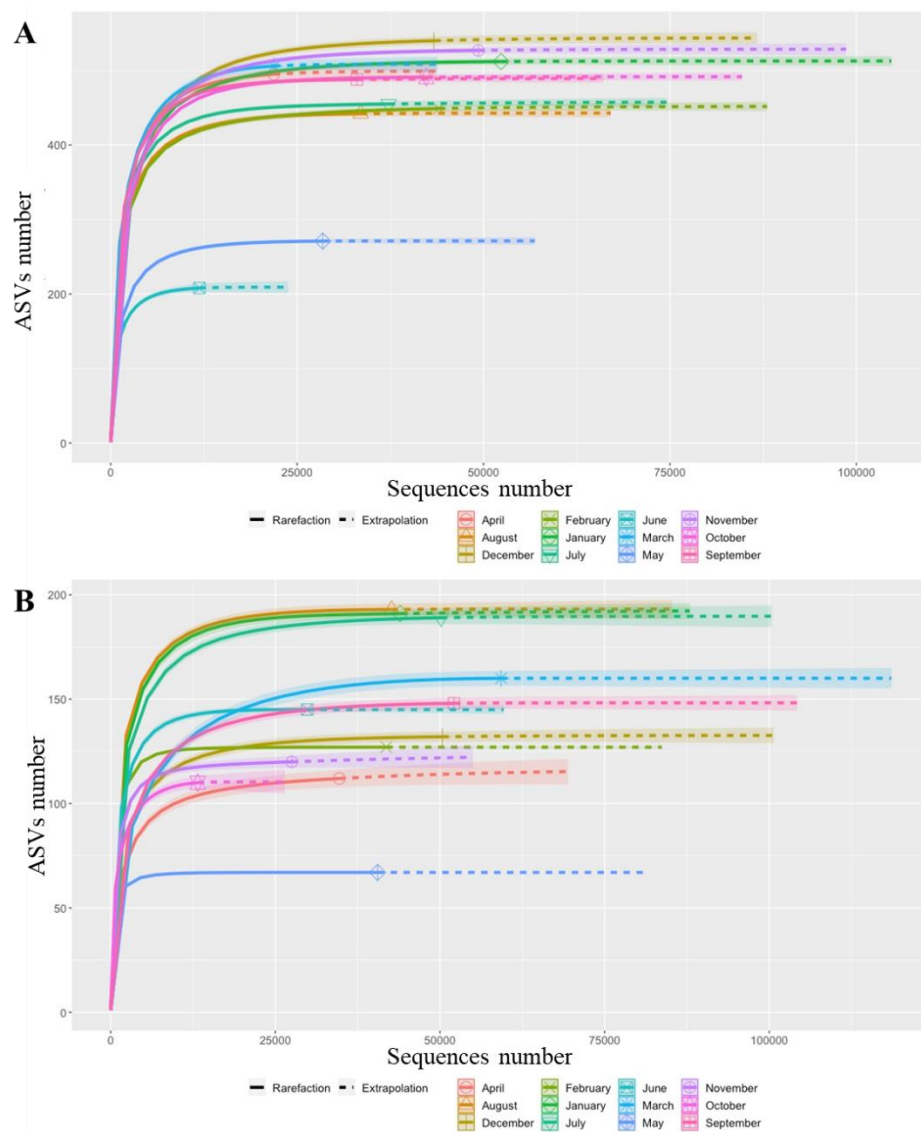
However, it is important to highlight two things. Regarding bacteria, the presence of Enterobacteriaceae in September was highlighted, indicating a potential concern for human health that warrants further investigation. As for fungi, the presence of potentially allergenic genera (i.e. *Alternaria*, *Aspergillus*, *Curvularia*, and *Cladosporium*) was observed throughout the year, which can have implications mainly for sensitive people or people with a condition such as asthma. This is the first study carried out with a metagenomic approach in the region, contributing to the knowledge of airborne microorganisms in the Yucatan Peninsula, their longitudinal changes, and the airborne microorganisms to which people in the city of Mérida are exposed.



It's important to note that detecting potentially pathogenic microorganisms in the air doesn't necessarily indicate their viability to cause disease. Confirming this viability requires a combination of metagenomic technologies and classical microbiological techniques. Additionally, shotgun sequencing can offer detailed insights into genes associated with viability and pathogenicity, but fully establishing a microorganism's ability to replicate and induce active infections still necessitates further microbiological analysis.

### 3.6 Supplementary material

**Supplementary Material 1.** Rarefaction curves based on the number of reads (sample size) and the number of ASVs in each sample for bacteria (A) and fungi (B).



**Supplementary Material 2.** Comparison of observed OTUs of bacteria, diversity indices, relative abundances of the major groups, and the presence of singletons, doubletons, and tripletons in each month.

Month	# OTUs	Chao 1	Shannon(H')	Main groups [RA >1%]	Minor groups [RA <1%]	Average RA main groups	Interval RA main groups	Singletons	Doubletons	Tripletones
October	490	490	4.6	18	472	2.91	1.01-15.60	3	7	15
November	526	527	4.8	18	508	2.54	1.00-6.83	6	11	16
December	539	542	4.5	15	524	3.67	1.11-13.25	12	19	19
January	511	511	4.9	21	490	2.3	1.20-6.83	4	10	16
February	448	450	4.8	19	429	2.5	1.03-7.70	9	14	11
March	505	507	4.9	17	488	2.68	1.07-6.94	13	36	33
April	494	498	5	19	475	2.19	1.03-4.98	15	26	32
May	270	270	3.5	12	258	5.86	1.06-20.80	2	8	15
June	207	208	3.8	22	185	3.35	1.00-17.15	6	15	9
July	454	456	5.1	21	433	2.01	1.02-4.82	5	4	10
August	441	442	5	24	417	2.01	1.00-4.41	4	9	26
September	487	488	5.1	22	465	2	1.01-3.86	4	6	15

RA = Relative abundances.

**Supplementary Material 3.** Comparison of observed OTUs of fungi, diversity indices, relative abundances of the major groups, and the presence of singletons, doubletons, and tripletons in each month.

Month	# OTUs	Chao 1	Shannon(H')	Main groups [RA >1%]	Minor groups [RA <1%]	Average RA main groups	Interval RA main groups	Singletons	Doubletons	Tripletons
October	110	110	3	18	92	4.92	1.12-23.91	3	12	4
November	120	121	3	16	104	4.78	1.12-28.77	3	1	2
December	132	132	2.8	14	118	6.37	1.45-27.93	2	3	6
January	191	193	3.2	17	174	4.86	1.38-27.32	2	1	7
February	127	127	3.2	19	108	2.92	1.00-6.65	0	0	1
March	160	160	2.3	11	149	6.53	1.14-26.76	1	12	15
April	112	115	2.2	10	102	6.2	1.14-32.39	6	4	5
May	67	67	2.6	15	52	6.03	1.00-38.21	0	0	0
June	145	145	2.7	14	131	5.88	1.29-45.78	0	0	7
July	189	189	3	12	177	4.15	1.00-17.48	3	6	9
August	193	193	3.2	16	177	4.44	1.33-28.68	1	4	8
September	148	148	1.9	6	142	14.72	1.29-51.97	2	9	2

RA = Relative abundances.

## CAPÍTULO IV

Artículo científico. Revista: *Atmósfera* [Borrador]

### **4. Deposiciones atmosféricas secas y húmedas en el karst de Yucatán: variación temporal y composición química.**

Óscar O. Álvarez Rivera, Aileen O'Connor-Sánchez, Héctor Estrada-Medina

#### **4.1 Introducción**

La creciente preocupación por los cambios ambientales ha impulsado la investigación en diversos aspectos relacionados con la calidad del aire y sus impactos en los ecosistemas naturales y urbanos. Uno de los aspectos en los que se ha centrado la atención es en comprender la dinámica de las partículas suspendidas en el aire y su deposición en la superficie terrestre, procesos críticos para evaluar la calidad del aire, y por consiguiente y la calidad de vida de la población.

Las deposiciones atmosféricas, constituidas por partículas aerotransportadas que se asientan en la superficie terrestre, ya sea a través de la deposición en seco (por efecto de la gravedad) o por el lavado mediante la lluvia (Cizmecioglu y Muezzinoglu, 2008). Su composición, que varía espacial y temporalmente, resulta de la combinación de factores como fuentes de emisión, condiciones meteorológicas, uso del suelo y topografía (Noll *et al.*, 1988; Scorer, 1992).

La influencia de las deposiciones atmosféricas en los ciclos biogeoquímicos de nutrientes es un aspecto clave que abordamos en este trabajo. Particularmente, nos centramos en los efectos de estas deposiciones en el ciclo global de nutrientes, destacando su contribución al almacenamiento de nitrógeno, fósforo y potasio en los suelos. La variabilidad en las tasas de deposición, a nivel mundial documentada en estudios realizados en entornos naturales (Chiwa *et al.*, 2013; Soumare *et al.*, 2020; Van Langenhove *et al.*, 2020), subraya la necesidad de comprender cómo estos procesos se manifiestan en ambientes urbanos

El estudio también explora la contribución de las deposiciones atmosféricas a la disponibilidad de micronutrientes esenciales, ya que estas contribuciones, a menudo es subestimada, pese a su importancia en la evaluación de la salud de los ecosistemas terrestres y acuáticos (Duce *et al.*, 1991).

El impacto de las deposiciones atmosféricas no se limita a los beneficios en la productividad primaria de los ecosistemas, sino que también pueden dar lugar a efectos adversos. La eutrofización de cuerpos de agua y zonas costeras, así como la contribución de contaminantes como pesticidas organoclorados, microplásticos y metales pesados, son fenómenos preocupantes que merecen atención en el contexto de ambientes naturales y urbanos (Paerl, 1995; Bergström y Jansson, 2006; Klein y Fischer, 2019; Luo *et al.*, 2019; Hermanson *et al.*, 2020; Hou *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2020).

En los ambientes urbanos, las deposiciones atmosféricas adquieren una dimensión adicional. La formación de polvos urbanos, enriquecidos con metales pesados, plantea riesgos directos para la salud humana (Du *et al.*, 2004; Chenery *et al.*, 2020). La exposición a estos polvos, generados tanto por fuentes locales como por partículas transportadas desde distancias significativas, puede tener consecuencias negativas, desde enfermedades respiratorias hasta efectos en el sistema nervioso y endocrino (Kaur y Jhamaria, 2021).

A pesar de los impactos positivos y negativos que pueden tener, la investigación sobre las deposiciones atmosféricas en la ciudad de Mérida es limitada. Este estudio busca llenar ese vacío al analizar longitudinalmente la composición de las deposiciones atmosféricas. Al hacerlo, se espera contribuir al conocimiento científico necesario para abordar los desafíos ambientales y de salud asociados con la calidad del aire en esta ciudad.

## **4.2 Materiales y métodos**

### **4.2.1 Sitio de estudio**

El sitio de estudio se localiza en un área urbana de la ciudad de Mérida, Yucatán, México. La región se caracteriza por ser un área kárstica constituida en su mayoría por roca sedimentaria caliza, domina un clima cálido subhúmedo con lluvias en verano, de menor humedad, con una temperatura media anual que va entre 24 – 28 °C, y una precipitación media anual que puede llegar a los 1,100 mm (INEGI, 2009). Asimismo, presenta una marcada estacionalidad, caracterizada por una temporada lluviosa que comprende los meses mayo-octubre y una temporada seca que comprende los meses de noviembre-abril, con una sequía intraestival que se presenta entre los meses junio-agosto (Estrada-Medina *et al.*, 2016).

#### **4.2.2 Colecta de muestras**

Se realizaron colectas de deposiciones secas y húmedas durante el periodo abril 2021 – marzo 2022 en un punto residencial de la ciudad de Mérida, Yucatán (Coordenadas: 1620.99308226622519 N, -89.63010776151951 W). Para la colecta de las deposiciones secas se utilizaron recipientes plásticos (60x45x50) como colectores pasivos, con una superficie efectiva de colecta de 5.2 m<sup>2</sup>. Los recipientes fueron previamente lavados con detergente y agua destilada. El material depositado se colectó de manera diaria, cepillando con mucho cuidado (despacio) el interior de los recipientes con una brocha nueva (para evitar contaminación cruzada con otro tipo de partículas), y la muestra se resguardó de manera mensual en viales de vidrio para su posterior análisis.

La colecta de las deposiciones húmedas se realizó durante cada evento de precipitación, y se colectaron dos tipos de muestras. La primera muestra consistió en una representativa de todo el evento, para ello se utilizó un colector pasivo de plástico con capacidad de 5L, en el cual se colectó una muestra de lluvia durante todo el evento de precipitación, y al finalizar el evento se colectó una sub-muestra de 1L. Para el segundo tipo de muestra, se utilizaron 5 colectores de plástico pasivos con una capacidad de 2L (2827.44 cm<sup>2</sup>), y se colectaron sub-muestras de 1L de agua de lluvia cada 5mm de precipitación, para monitorear el volumen precipitado se utilizó un pluviómetro.

#### **4.2.3 Procesamiento de muestras y análisis de laboratorio**

Las muestras de deposiciones secas se tamizaron a 250 µm, con un tamiz con tapa para evitar la pérdida de partículas, y se resguardaron en viales de vidrio para su posterior análisis, mientras que las muestras de agua fueron filtradas con papel Whatman #3 para eliminar impurezas y se resguardaron en botellas de plástico para su análisis.

Posteriormente se analizaron por espectrometría de fluorescencia de rayos X (XRF) en el Laboratorio Universitario de Geofísica Ambiental (LUGA) de la Universidad Nacional Autónoma de México, utilizando un espectrómetro portátil Genius 7000XRF (Skyray Instruments, USA). Se colocaron tres gramos de muestra tamizada de polvo seco en un vaso Telon con una ventana inferior de película Mylar (poliéster), y se determinó la composición elemental (K, Ca, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Rb, Sb, Sn, Sr, Ti, V, Zn, Zr). Para cada muestra se realizaron tres repeticiones (con un tiempo de integración de 60 s cada una).

Así mismo, en el Laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas y Agua de la Universidad Autónoma de Yucatán se determinó el  $\text{pH}_{\text{agua}}$  1:2 (Thomas, 1996), la conductividad eléctrica 1:5 (Rhoades, 1996) el contenido de nitrógeno total (Método Kjeldahl) (Bremner 1996), y el contenido de fósforo disponible (Método Olsen) (Kuo, 1996).

Por otro lado, las muestras de agua fueron analizadas en el Laboratorio de la Unidad de Ciencias del Agua, Unidad Cancún, Centro de Investigación Científica de Yucatán para determinar el contenido de aniones (cloruros, sulfatos, nitratos) y cationes (calcio, sodio, potasio, magnesio y amonio) por cromatografía iónica (882 Compact IC Plus, Metrohm, Switzerland).

### **4.3 Resultados y Discusión**

#### **4.3.1 Análisis general de las deposiciones secas**

Durante el período de muestreo (marzo 2021 – febrero 2022) se colectaron 23.78 mg totales de polvo depositado en la superficie de muestreo ( $5.2 \text{ m}^2$ ), que al extrapolarse a una superficie de una 1 ha ( $10,000 \text{ m}^2$ ) equivale a un total de  $45.73 \text{ kg ha}^{-1}$ . De los meses analizados, marzo fue el mes en el que se presentó una mayor cantidad de polvo depositado (23% del total), seguido por abril y mayo, con el 22 y 16%, respectivamente; estos tres meses en conjunto representaron el 61% del polvo depositado.

La menor cantidad de material depositado durante los meses correspondientes a las temporadas de lluvias (junio-septiembre) y seca-fría (noviembre-febrero) era esperada, ya que se ha informado que la lluvia tiene un efecto limpiador en la atmósfera al remover las partículas suspendidas ( $\text{PM}_{10}$  y  $\text{PM}_{2.5}$ ), este efecto se intensifica con la ocurrencia de eventos de precipitación consecutivos (Gou *et al.*, 2016; Yan *et al.*, 2019).

#### **4.3.2 Análisis general de las deposiciones húmedas**

Durante el período del estudio se presentaron 87 eventos de precipitación, con un volumen total anual de 1,128 mm (Figura 15). El mes de junio fue el que presentó el mayor número de eventos (13 eventos) y un mayor volumen total precipitado (226.5 mm); por lo contrario, los meses de enero, abril y noviembre fueron los que presentaron el menor número de eventos de precipitación (con 2 cada uno), mientras que enero fue el mes que presentó el menor volumen total precipitado con únicamente 6.5mm. Esto coincide con la literatura, donde se reconocen dos temporadas



principales en el estado de Yucatán, una marcada temporada seca y una lluviosa (Estrada-Medina et al., 2016).

El valor del volumen total de precipitación obtenido en este estudio es ligeramente mayor al promedio histórico (1981-2010) obtenido de la estación meteorológica FI-UADY para la ciudad de Mérida que es de 1,066.4 (SMN, 2023).

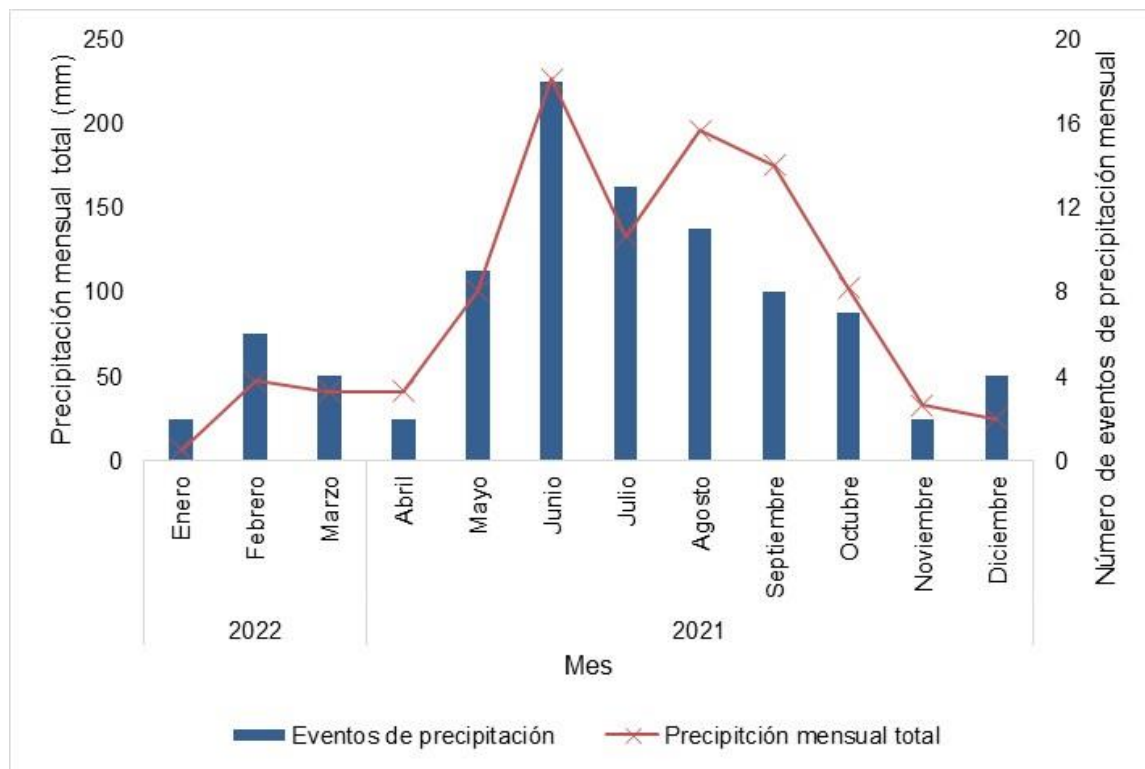


Figura 15. Gráfica de la variación mensual del total de eventos de precipitación y volumen precipitado durante el periodo de estudio en Mérida, Yucatán.

En cuanto a la frecuencia del volumen total precipitado por evento, se encontró que el 45% (39 eventos) de los eventos de precipitación tuvieron una intensidad de entre 0 y 5mm, seguidos por los eventos con una intensidad entre 5 y 10mm, con 16 eventos (18%). Por lo contrario, los eventos mayores a 30 mm fueron los menos frecuentes, con únicamente el 10% del total (9 eventos) (Figura 16).

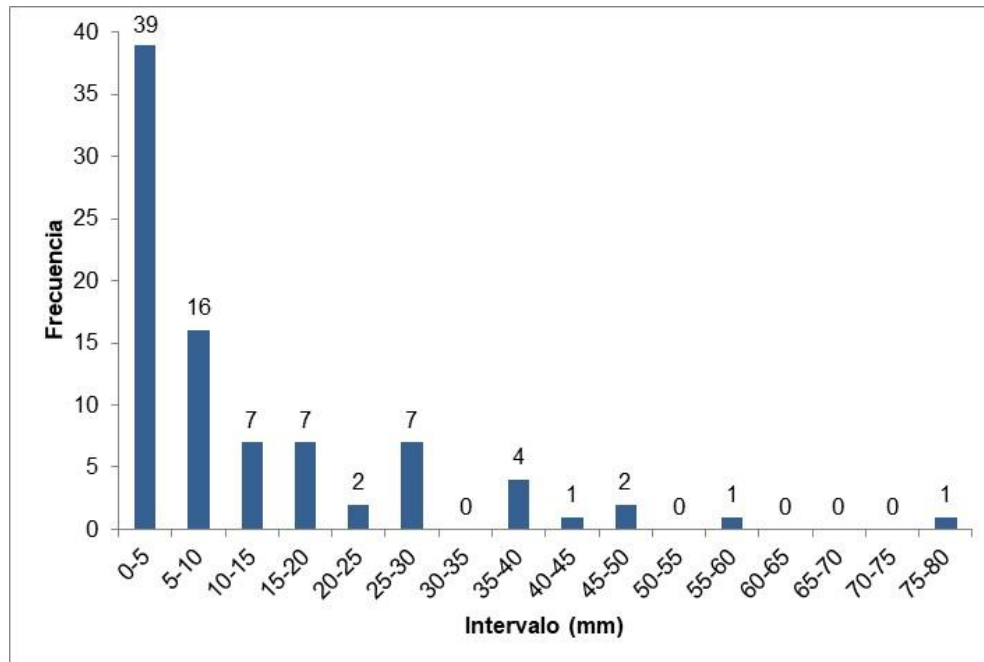


Figura 16. Gráfica de la frecuencia de eventos de precipitación por intervalo de volumen total precipitado durante el periodo de estudio en Mérida, Yucatán.

La intensidad de los eventos de precipitación, entendiéndose por intensidad el volumen total de agua precipitada por evento, puede tener diversos efectos ambientales. Kim *et al.* (2012) encontraron que la concentración de elementos en el agua de lluvia puede variar dependiendo de su intensidad.

En ambientes naturales esto no representaría un problema, al contrario, la lluvia deposita a la corteza terrestre elementos y compuestos químicos que se encuentran suspendidos en la atmósfera, contribuyendo en los ciclos biogeoquímicos (Deusdará *et al.*, 2017); sin embargo, en ambientes urbanos en los que la atmósfera se encuentra enriquecida por ciertos elementos (*v.g.* metales pesados) esto puede representar un riesgo para la salud humana (Ma *et al.*, 2016).

El volumen de agua precipitada por evento de lluvia puede tener diversos efectos ecosistémicos, siendo uno de los más significativos su impacto en la humedad del suelo. Esta dinámica, aunque intrigante, ha sido objeto de pocos estudios hasta el momento. En este sentido, se destaca que eventos de baja intensidad pueden propiciar fenómenos de sequía (Feng y Liu, 2015); mientras que eventos de alta precipitación han sido asociados con una distribución homogénea de la humedad tanto horizontal como verticalmente en el suelo (Fischer *et al.*, 2021).

Así mismo, es importante destacar que eventos de mayor intensidad pueden inducir procesos de lavado de nutrientes (Lehmann y Schroth, 2022), y eventos extremos tienen el potencial de saturar el suelo hasta tal grado que este pueda quedar en condiciones anóxicas, afectando su funcionamiento normal (Czigány *et al.*, 2010). Estas variaciones en la intensidad de los eventos de precipitación subrayan la complejidad de las interacciones ecosistémicas asociadas con la disponibilidad y distribución del agua en el suelo, siendo el tipo de suelo uno de los principales factores que influyen en esta dinámica, y por su diversidad se hace más complejo su estudio.

La distribución de la intensidad de los eventos de precipitación en el área de estudio, con una mayoría de eventos entre 0 y 5 mm (45%), sugiere que la mayoría de las lluvias son de baja intensidad. Este patrón puede contribuir a una limitada homogeneidad en la distribución de la humedad del suelo, afectando los procesos biogeoquímicos esenciales para el ecosistema, como el lavado de nutrientes y la recarga hídrica. Asimismo, aunque los eventos de alta intensidad son menos frecuentes, pueden tener impacto en la región, debido a sus condiciones kársticas y de suelos someros, lo que permitiría su rápida saturación.

En la Figura 17 se observa la relación que existe en la cantidad de polvo depositado y el volumen de agua precipitado, donde los meses con mayor volumen de precipitación coinciden con los meses con menor cantidad de polvo depositado, mientras que los meses con menor precipitación se observa el efecto opuesto, esto debido al arrastre de las partículas suspendidas por parte de la lluvia, teniendo un efecto de limpieza de la atmósfera (Fitobór y Quant, 2021).

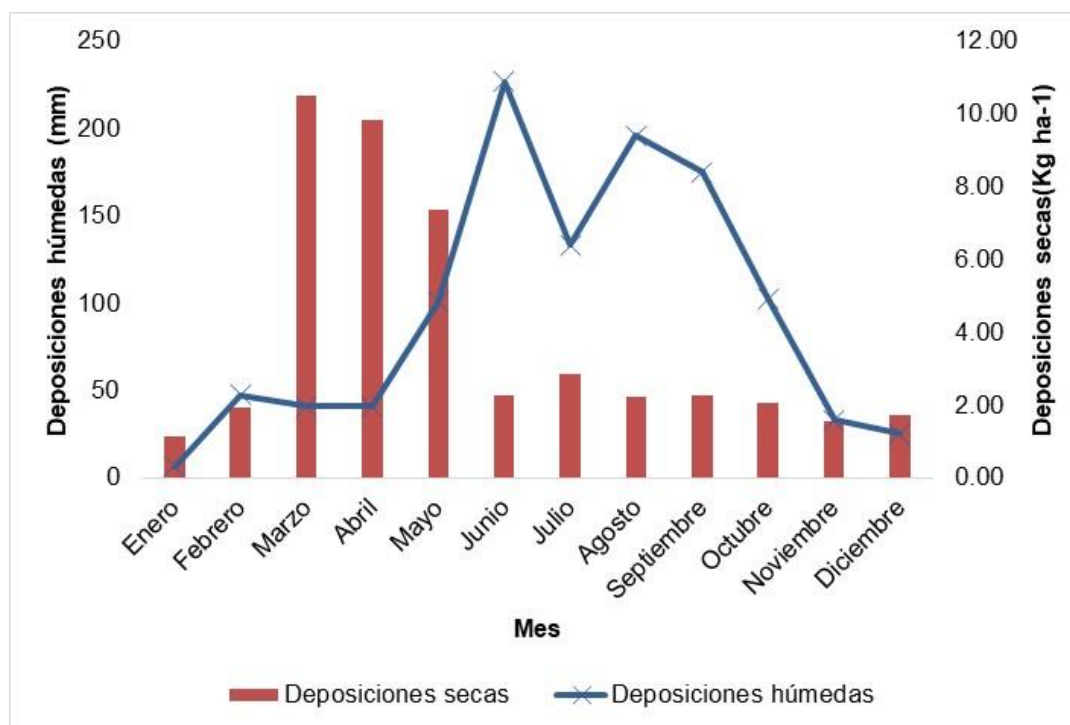


Figura 17. Variación mensual del volumen total precipitado (deposiciones atmosféricas húmedas) y el total de polvo depositado (deposiciones atmosféricas secas) de la ciudad de Mérida, Yucatán.

#### 4.3.3 Composición química de las deposiciones secas

La composición química de las deposiciones secas se mantuvo similar durante todos los meses del año evaluado, con excepción del mes de agosto (Tabla 9). Durante todo el año los elementos que más dominaron en las deposiciones secas fueron en calcio (Ca) y el hierro (Fe) con 374,571 y 25,970 pmm, respectivamente. Esta tendencia es de esperarse ya que ambos elementos son de los principales constituyentes de los suelos de la Península de Yucatán, conformados por carbonatos de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ) y óxidos de hierro (Bautista-Zúñiga *et al.*, 2003; Cabadas *et al.*, 2010), lo que sugiere que la re-suspensión de suelo es una de las principales fuentes de aerosoles atmosféricos en la ciudad de Mérida. Es importante destacar que entre los elementos que conforman las deposiciones secas no se consideró el silicio, ya que es el elemento más dominante en los suelos (Schulze, 2002) y polvo mineral (Krueger *et al.*, 2004), por lo que se descartó al momento de hacer la lectura con la pistola de fluorescencia para tener una mayor resolución de los elementos menos representados.

Estos materiales pueden ser resuspendidos de zonas cercanas a la ciudad de Mérida, o también pueden tener contribuciones de materiales aerotransportados provenientes de la porción este de

---

la Península de Yucatán, cuyos suelos tienen el mismo origen que los del estado de Yucatán; los materiales suspendidos pueden ser movilizados por los vientos alisios que soplan desde el este (NE–SE-E) (García, 2003). Adicionalmente, estos mismos vientos pueden transportar partículas de regiones cercanas, como Cuba, cuyos suelos están compuestos principalmente por Ca, Al y Fe, con variaciones según la región de la isla (Medina *et al.*, 2017; Cobo-Vidal *et al.*, 2024).

En cuanto a la variación mensual de la composición química de las deposiciones secas, durante el mes de agosto es notorio un enriquecimiento principalmente de elementos como K, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb, Sn, Ti, V y Zn, esto probablemente se debe a un fenómeno que se da de manera anual en el que llegan polvos del desierto del Sahara al Caribe, atravesando la Península de Yucatán. En un estudio realizado por Formenti *et al.* (2003) realizado en Cabo Verde, caracterizaron la composición química de los polvos aerotransportados durante un evento de llegada de polvos del Sahara y encontraron la presencia de Na, Mg, Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Sr, I, y Pb; de los cuales Mg, Al, Ca, Ti fueron los más representativos de la fracción fina y Mg, Al, Si, S, K, Ca, Ti, Fe de la fracción gruesa. Este mismo patrón se encontró en un estudio realizado en el Caribe, en el que encontraron un enriquecimiento principalmente de Cd, Cu, Sn, Sb y Ti (Bozlaker *et al.*, 2018).

De estos estudios, el Ti puede destacarse como un indicador de la llegada de los polvos del Sahara, ya que se encuentra tanto en la fracción fina como en la gruesa de los polvos; adicionalmente, durante el mes de agosto, cuando llegan las plumas de polvo más importantes (en cuanto a densidad y tamaño), el contenido de Ti se incrementa en un 260% respecto a la media anual. Además, esto se basa en el hecho de que el Si, Fe, Al y Ti son los elementos constituyentes más dominantes de los polvos del Sahara aerotransportados (Athanasopoulou *et al.*, 2016), aunque hay que tomar en consideración que el Si y Fe pueden provenir de fuentes cercanas, por lo que la presencia de Ti específicamente puede ser un indicador claro de la llegada de los polvos del desierto del Sahara a la región del Caribe. Aunado a lo anterior, también se ha reportado que el V puede ser considerado un indicador de la presencia de los polvos del Sahara (Das, 2012), lo que coincide con lo encontrado en este trabajo, ya que durante el mes de agosto se presentó el contenido más alto de este elemento en las deposiciones secas.

Debido a su composición química, la frecuencia y la severidad de los episodios de polvo, el frecuente transporte de polvo del Sahara hacia Europa representa un factor importante en la disminución de la calidad del aire y supone un riesgo para la salud humana durante estos eventos (v.g. enfermedades respiratorias y cardiovasculares) (Karanasiou *et al.*, 2012; Wang *et al.*, 2020).

Por otro lado, en la región caribeña que también se ve influenciada por estos fenómenos, aunque en menor magnitud, se han realizado menos estudios para comprender su dinámica, y no se han realizado estudios para determinar su potencial riesgo a la salud humana.

Tabla 9. Variación mensual de la composición elemental ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de las deposiciones atmosféricas secas de la ciudad de Mérida, Yucatán (2021-2022)

Elemento	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Promedio
K	0	0	1,485	2,904	1,776	0	2,792	23,706	0	2,888	344	1,553	3,121
Ca	335,120	237,921	278,242	257,243	264,962	532,610	371,245	275,220	768,350	441,308	416,577	316,051	374,571
Cr	10	12	37	36	35	19	15	614	72	40	36	25	79
Cu	157	50	50	82	225	71	52	667	152	210	155	151	168
Fe	16,472	7,258	8,921	8,775	9,298	13,726	10,467	155,441	23,616	21,210	19,485	16,974	25,970
Mn	256	23	131	128	134	173	133	1932	465	389	313	235	359
Ni	24	12	22	35	27	24	17	162	68	47	79	46	47
Pb	90	70	27	48	31	75	39	234	157	199	152	84	101
Rb	13	9	12	14	16	15	15	41	9	17	27	17	17
Sb	3	7	3	5	32	12	20	0	28	27	15	38	16
Sn	12	20	17	28	18	1	17	124	16	14	6	10	24
Sr	378	110	407	373	348	383	478	197	467	409	374	347	356
Ti	4,661	1,860	1,605	1,501	1,563	1,724	1,387	14,722	3,743	5,675	5,129	4,955	4,044
V	0	0	6	0	0	0	0	248	0	10	0	26	24
Y	32	16	31	30	29	32	35	22	36	34	32	31	30
Zn	595	252	356	346	346	379	346	3,092	853	1,166	789	827	779
Zr	111	0	24	23	17	190	34	226	151	181	187	179	110

Debido a su potencial efecto sobre la salud humana, las ciudades son uno de los entornos en los que se han realizado más estudios relacionados con la variación espacial y temporal de la concentración de metales pesados en el aire; esto debido a que no solamente fenómenos naturales como los polvos del Sahara intervienen en los aportes, sino que las actividades humanas son una de las principales fuentes de estos compuestos (McNeill *et al.*, 2020).

En un estudio realizado por Zheng *et al.* (2015) encontraron que el Cd, Cu, Pb y Zn son los metales pesados más preocupantes en el polvo de la estación de autobuses de Beijing; mientras que Jayarathne *et al.* (2018) determinaron que los más importantes en calles urbanas son Pb, Cr y Cu. Esto es importante ya que estos elementos se encuentran de manera constante en las deposiciones, y durante algunos meses (además de agosto) se observa un aumento en su concentración con respecto al promedio anual. En el caso del Cu se observa un incremento durante los meses de mayo y octubre; el Pb septiembre, octubre y noviembre; y el Zn septiembre, octubre, noviembre y diciembre.

Hasta este punto el alcance de este trabajo llega hasta la cuantificación de la concentración de estos metales pesados en las deposiciones; sin embargo, únicamente podemos inferir acerca del origen de estos metales pesados, ya sea de fuentes naturales o antropogénicas, por lo que no se pudo distinguir que proporción de estos metales pesados llegar por influencia de factores naturales o por actividades humanas.

La concentración de metales pesados en las deposiciones secas actúa como un indicador indirecto de la calidad del aire, ya que su presencia en estas deposiciones refleja su circulación en la atmósfera. Para evaluar su potencial impacto en la salud humana, es esencial realizar estudios que midan directamente su concentración en el aire. Aunque estos estudios proporcionan indicios de su existencia y del riesgo que supone el contacto con el polvo urbano re-suspendido, es importante contar con datos precisos para comprender mejor el alcance de dicho riesgo.

En la tabla 10 se presentan datos de la estimación de la cantidad de macronutrientes (N, P, K) y micronutrientes (Ca, Cu, Fe, Mn y Zn) depositados por unidad de superficie, una hectárea en este caso. Destaca que la mayor cantidad de nutrientes que se depositan corresponden a Ca y Fe, mientras que de los demás nutrientes se deposita una cantidad considerablemente menor, en el caso de los macronutrientes la deposición de nitrógeno es de  $0.28 \text{ g ha}^{-1}$ , la de fósforo disponible es cero y la de K fue de  $127.22 \text{ g ha}^{-1}$ .



Estos valores parecen relativamente bajos si los comparamos con los requerimientos de una plantación de maíz de 240 kg ha<sup>-1</sup> de N, 44 de P, 200 de K, 45 de Ca, 0.2 de Cu, 0.6 de Mg y 0.6 de Zn (Subedi y Ma, 2009), ya que no se cubren los requerimientos de ninguno de los nutrientes. Sin embargo, se ha encontrado que las deposiciones cumplen un papel muy importante en el funcionamiento de ecosistemas naturales debido al aporte de nutrientes que realizan (v.g. bosques, pastizales) y ciclos de nutrientes (Bobbink *et al.*, 1997; Van Langenhove *et al.*, 2020).

Es importante tener en cuenta que, mientras que en la Amazonia se estima una aportación de polvo mineral de aproximadamente 190 kg por hectárea al año (Swap *et al.*, 1992), en este estudio se calculó una deposición total de 45.73 kg por hectárea por año, 75% menos en comparación con los aportes en la Amazonia. En este sentido, es crucial considerar que, aunque a nivel anual los aportes de nutrientes pueden parecer limitados, sería importante realizar este análisis en escalas de tiempo mayores para comprender la importancia y dinámica de estos aportes en los ecosistemas naturales de la región. Además, es necesario tener en cuenta que, debido a las condiciones kársticas de la Península de Yucatán, las deposiciones húmedas y secas pueden ser una fuente importante de nutrientes que no están disponibles de manera natural a partir del principal material parental de los suelos de la región (roca caliza).

Tabla 10. Variación mensual de la composición de nutrientes de las deposiciones atmosféricas secas (g ha<sup>-1</sup>) en la ciudad de Mérida, Yucatán (2021-2022).

Mes	Macronutrientes			Micronutrientes				
	N	P <sub>i</sub>	K	Ca	Cu	Fe	Mn	Zn
Enero			0.00	386.68	0.18	19.01	0.30	0.69
Febrero			0.00	462.12	0.10	14.10	0.05	0.49
Marzo			15.60	2,921.54	0.52	93.67	1.38	3.74
Abril			28.59	2,532.86	0.81	86.40	1.26	3.41
Mayo			13.04	1,946.45	1.65	68.30	0.99	2.54
Junio			0.00	1,208.62	0.16	31.15	0.39	0.86
Julio			8.00	1,063.76	0.15	29.99	0.38	0.99
Agosto			52.88	613.95	1.49	346.75	4.31	6.90
Septiembre			0.00	1,743.56	0.34	53.59	1.05	1.94
Octubre			5.89	899.59	0.43	43.24	0.79	2.38
Noviembre			0.53	640.89	0.24	29.98	0.48	1.21
Diciembre			2.69	547.01	0.26	29.38	0.41	1.43
<b>Total</b>	<b>0.28 *</b>	<b>0.00 *</b>	<b>127.22</b>	<b>14,967.02</b>	<b>6.34</b>	<b>845.55</b>	<b>11.78</b>	<b>26.57</b>

Pi = Fósforo inorgánico. \*Las determinaciones de N y Pi se realizaron con una muestra compuesta considerando la proporción de los aportes de cada mes.

Además de la deposición de macro y micronutrientes, también se estimó la composición mensual de metales pesados de las deposiciones secas, destacando que el Titanio, Estroncio y Plomo son los más abundantes (Tabla 11). La importancia de estas deposiciones es que al igual que los polvos que puedan generarse de manera *in situ* en las ciudades, son depositados en las calles, banquetas y otras superficies conformando los polvos urbanos.

Tabla 11. Variación mensual de la composición de metales pesados ( $\text{g ha}^{-1}$ ) de las deposiciones atmosféricas secas en la ciudad de Mérida, Yucatán (2021-2022).

Mes	Cr	Ni	Pb	Rb	Sb	Sn	Sr	Ti	V	Zr
Enero	0.01	0.03	0.10	0.02	0.00	0.01	0.44	5.38	0.00	0.13
Febrero	0.02	0.02	0.14	0.02	0.01	0.04	0.21	3.61	0.00	0.00
Marzo	0.39	0.23	0.28	0.13	0.04	0.17	4.27	16.86	0.06	0.25
Abril	0.36	0.34	0.47	0.14	0.05	0.28	3.68	14.78	0.00	0.23
Mayo	0.26	0.20	0.22	0.11	0.24	0.13	2.56	11.48	0.00	0.12
Junio	0.04	0.05	0.17	0.03	0.03	0.00	0.87	3.91	0.00	0.43
Julio	0.04	0.05	0.11	0.04	0.06	0.05	1.37	3.98	0.00	0.10
Agosto	1.37	0.36	0.52	0.09	0.00	0.28	0.44	32.84	0.55	0.50
Septiembre	0.16	0.16	0.36	0.02	0.06	0.04	1.06	8.49	0.00	0.34
Octubre	0.08	0.10	0.41	0.03	0.06	0.03	0.83	11.57	0.02	0.37
Noviembre	0.05	0.12	0.23	0.04	0.02	0.01	0.57	7.89	0.00	0.29
Diciembre	0.04	0.08	0.14	0.03	0.07	0.02	0.60	8.58	0.05	0.31
<b>Total</b>	<b>2.84</b>	<b>1.74</b>	<b>3.17</b>	<b>0.71</b>	<b>0.63</b>	<b>1.06</b>	<b>16.90</b>	<b>129.37</b>	<b>0.68</b>	<b>3.07</b>

Estos polvos urbanos se van almacenando en estas superficies y son re-suspendidos con mucha facilidad por el viento, entrando en contacto con las vías respiratorias. En un estudio realizado por Andrade *et al.* (2023) en la ciudad de Mérida, en el que caracterizaron la composición química de polvos urbanos, encontraron que su composición está dominada principalmente (además de Ca y Fe) por Ti, Zn, Cu, Pb y Sr, por lo que es evidente la fuerte relación con las deposiciones atmosféricas.

En este sentido en la ciudad de Mérida se han realizado estudios relacionados con la composición química de los aerosoles (Ramírez-Romero *et al.*, 2021), de los polvos urbanos (Andrade *et al.*, 2023) y de las deposiciones atmosféricas (este trabajo); sin embargo, aún se desconoce la composición química de los materiales que son re-suspendidos y que están en contacto con las personas.

En relación con el origen de las deposiciones secas, es importante señalar que los elementos dominantes son el calcio (Ca) y el hierro (Fe), ambos constituyentes de los suelos de la región, esto sugiere que la mayor parte de las deposiciones atmosféricas secas provienen de materiales

re-suspendidos localmente. En cuanto a los metales pesados, es probable que, en su mayoría, también se generen de manera local, ya sea por procesos naturales o actividades antropogénicas. El único mes que muestra indicios de movimiento de partículas desde mayores distancias es agosto. Sin embargo, la presencia constante de ciertos elementos como el estroncio (Sr), vanadio (V) y zirconio (Zr), que no son típicos de los suelos de la región y aparecen en bajas concentraciones durante todos los meses, sugiere que podría haber un aporte de partículas de origen más lejano. Para confirmar el origen de estos elementos, sería necesario realizar análisis de isótopos.

#### 4.3.4 Composición química del agua de lluvia

El pH promedio mensual del agua de lluvia osciló entre 6.21 (octubre) y 7.79 (marzo), con un promedio anual de 6.56 (Figura 18). Bayraktar y Turalioglu (2005) encontraron que el pH del agua de lluvia sin ningún tipo de contaminante es alrededor de 5.6, lo que indica que cualquier variación por encima o por debajo de este valor se debe a la presencia de elementos o compuestos contaminantes que favorecen su alcalinización o acidificación, respectivamente.

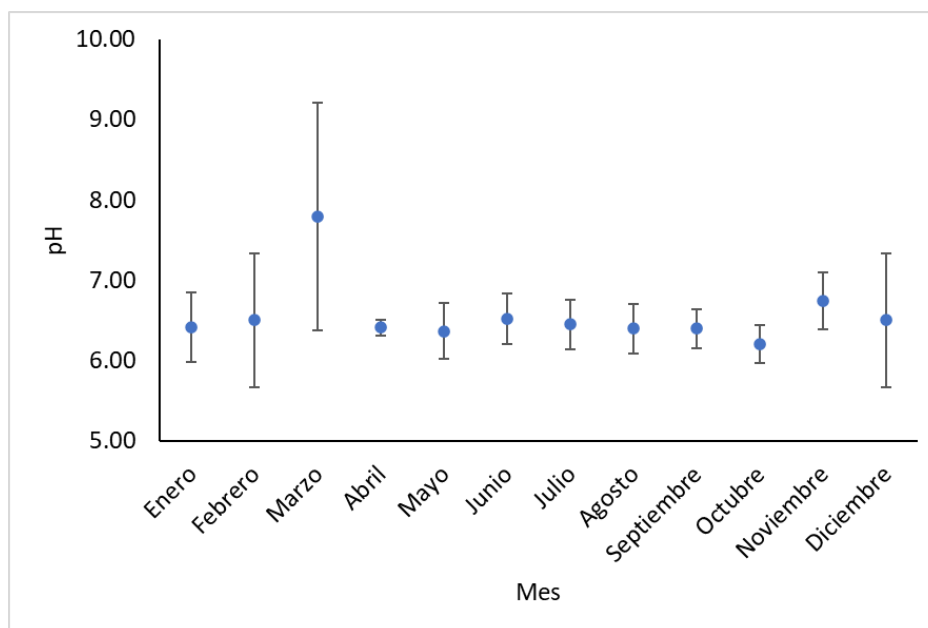


Figura 18. Valor promedio mensual del pH del agua de lluvia de la ciudad de Mérida, Yucatán (2021-2022).

En este estudio, se observa que el pH del agua de lluvia en todos los meses supera este valor de referencia, lo que sugiere la presencia de compuestos que están favoreciendo la alcalinización del agua de lluvia en la ciudad de Mérida. Una de las principales preocupaciones actuales a nivel

global, especialmente en ambientes urbanos, es la presencia de fenómenos de lluvia ácida, que ocurren debido a contaminantes como el dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>), óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>), ozono (O<sub>3</sub>) y ácidos orgánicos presentes en la atmósfera, los cuales disminuyen el pH del agua de lluvia por debajo de 5.6 (Prakash *et al.*, 2023). Es importante destacar que ninguno de los eventos de precipitación durante el año de estudio presentó valores de pH por debajo de esta cifra.

En cuanto a la conductividad eléctrica, el promedio anual fue de 28.35  $\mu\text{S m}^{-1}$ , oscilando entre 10.14  $\mu\text{S m}^{-1}$  (octubre) y 66.45  $\mu\text{S m}^{-1}$  (enero) (Figura 19). Los meses con los valores más altos de conductividad eléctrica fueron diciembre (35.37  $\mu\text{S m}^{-1}$ ), enero (66.45  $\mu\text{S m}^{-1}$ ) y febrero (35.37  $\mu\text{S m}^{-1}$ ), coincidiendo con la temporada de "nortes", en la cual el spray marino es una de las principales fuentes de aerosoles atmosféricos en la ciudad de Mérida (Córdova *et al.*, 2020), contribuyendo a valores elevados de conductividad eléctrica. Adicionalmente, el mes de mayo también presentó valores elevados (40.93  $\mu\text{S m}^{-1}$ ), posiblemente debido a una combinación de factores como el inicio de la temporada de las quemadas agrícolas que contribuyen con material particulado a la atmósfera, además de la disminución en el número e intensidad de eventos de precipitación durante los meses de abril-mayo, favoreciendo a la concentración de partículas en la atmósfera.

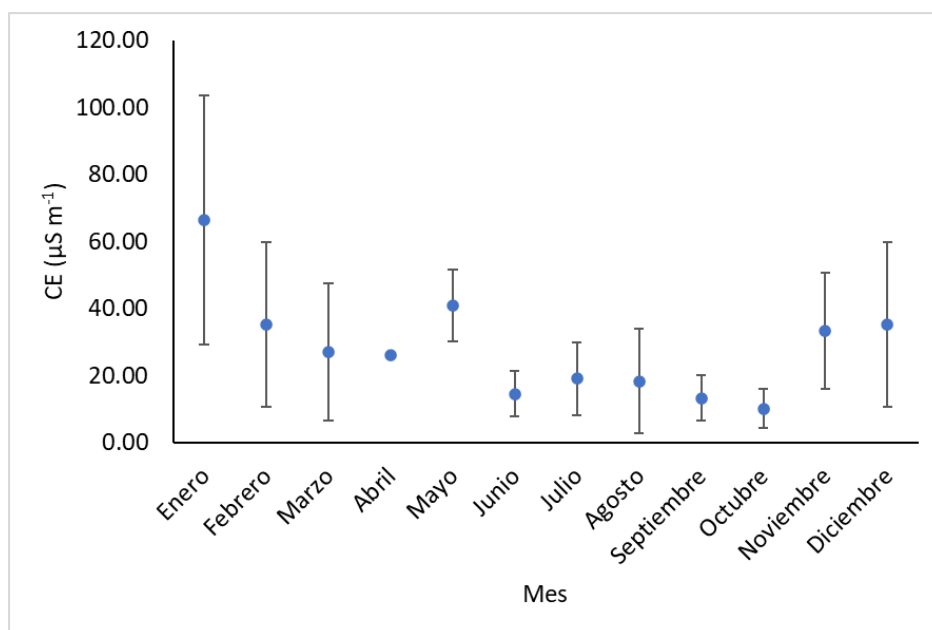


Figura 19. Valor promedio mensual de la conductividad eléctrica del agua de lluvia de la ciudad de Mérida, Yucatán (2021-2022).

En la Tabla 12 se presentan los valores promedio mensuales y los intervalos de las concentraciones de aniones y cationes en el agua de lluvia de la ciudad de Mérida durante el año evaluado. En primer lugar, se puede destacar que la concentración de amonio osciló entre 0.00 y 3.18 mg L<sup>-1</sup>, mientras que las de nitratos variaron entre 0.00 y 2.83 mg L<sup>-1</sup>, siendo los meses de marzo a agosto los que presentaron una mayor concentración de estos compuestos.

El amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) y los nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) son las principales fuentes de nitrógeno en las deposiciones húmedas (van der Swaluw *et al.*, 2011). Convencionalmente, las deposiciones de amonio están promovidas por las emisiones de amoniaco (NH<sub>3</sub>) a la atmósfera, principalmente provenientes del uso de fertilizantes en la agricultura, mientras que las deposiciones de nitratos se deben a las emisiones de óxidos de nitrógenos (NO<sub>x</sub>) originadas en procesos de combustión (Du *et al.*, 2014).

Sin embargo, las emisiones de amonio y nitratos en ambientes urbanos provienen principalmente del uso de tecnologías como los convertidores catalíticos de tres vías (en vehículos de gasolina) y las tecnologías de reducción catalítica selectiva (en vehículos diésel) (Le Roy *et al.*, 2021). Estas tecnologías buscan disminuir las emisiones de monóxido de carbono y óxidos de nitrógeno, así como favorecer la oxidación de compuestos hidrocarbonados.

Esto hace que la combustión de vehículos automotores sea una de las principales fuentes de estos compuestos en la atmósfera. Considerando que el uso vehicular se mantiene constante durante todo el año, es posible que el mayor contenido de estos compuestos en la atmósfera durante los meses de marzo a agosto se deba principalmente a una disminución en la frecuencia e intensidad de los eventos de precipitación. Estos meses comprenden la temporada seca (marzo, abril, mayo), el inicio de la temporada de lluvias (junio y julio), y el mes de agosto, caracterizado por la canícula (periodo seco dentro de la temporada de lluvias), lo que favorece su acumulación en la atmósfera durante estos meses.

El incremento en la concentración de amonio en el agua de lluvia es de interés, ya que se ha encontrado que, junto con el Ca<sup>2+</sup>, juega un papel importante en la modificación del pH del agua de lluvia (Grider *et al.*, 2023). El amonio y el calcio tienden a aumentar el pH del agua de lluvia; ya sea por neutralización de la acidez al reaccionar con compuestos ácidos para formar sales, o favoreciendo la precipitación de compuestos alcalinos (Keresztesi *et al.*, 2019). Tomando esto en consideración era de esperarse que en la ciudad de Mérida se obtengan valores de pH alcalinos en el agua de lluvia influenciados por las emisiones de amonio proveniente de los vehículos de automotor y la suspensión de Ca<sup>2+</sup> a la atmósfera.

Tabla 12. Variación mensual de la concentración de aniones y cationes en las deposiciones húmedas en  $\text{mg L}^{-1} \pm \text{E.E.}$  e Intervalo de los datos [valor mínimo - valor máximo] en la ciudad de Mérida, Yucatán (2021-2022).

Mes	Eventos	Aniones			Cationes				
		Cloruros	Nitratos	Sulfatos	Amonio	Calcio	Magnesio	Potasio	Sodio
Enero	2	11.57±4.00	1.14±0.29	3.53±0.94	0.63±0.05	2.78±0.71	0.00±0.00	0.41±0.21	6.24±1.86
		[7.56-15.57]	[0.85-1.43]	[2.59-4.48]	[0.58-0.68]	[2.07-3.49]	[0.00-0.00]	[0.20-0.62]	[1.38-8.10]
Febrero	6	5.96±2.22	0.66±0.18	2.11±0.53	0.53±0.11	7.20±1.44	0.66±0.18	0.23±0.08	3.18±1.05
		[1.46-14.75]	[0.15-1.10]	[0.83-3.72]	[0.00-0.90]	[2.38-11.39]	[0.00-2.18]	[0.00-0.49]	[0.95-7.31]
Marzo	4	6.21±1.53	1.45±0.32	2.84±0.93	1.01±0.44	5.35±1.62	0.20±0.08	0.42±0.16	3.52±0.80
		[2.29-9.27]	[0.96-2.33]	[0.36-4.55]	[0.28-2.18]	[2.84-10.10]	[0.00-0.36]	[0.00-0.72]	[1.34-4.91]
Abril *	1	1.56±0.00	0.78±0.00	2.24±0.00	0.36±0.00	5.53±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	1.03±0.00
Mayo	8	3.62±1.45	1.42±0.35	2.94±1.04	1.09±0.25	4.50±0.66	1.34±1.09	0.50±0.36	7.66±6.20
		[0.28-13.18]	[0.14-2.83]	[0.30-9.50]	[0.27-2.02]	[1.24-6.92]	[0.00-8.98]	[0.00-2.96]	[0.27-51.04]
Junio	18	2.15±0.82	0.60±0.15	1.45±0.37	0.52±0.09	2.18±0.26	0.10±0.06	0.16±0.7	1.24±0.40
		[0.10-15.65]	[0.00-2.62]	[0.00-6.01]	[0.00-1.59]	[0.62-5.81]	[0.00-1.02]	[0.00-1.17]	[0.17-7.67]
Julio	13	1.77±0.59	0.84±0.27	1.43±0.49	0.70±0.21	2.03±0.45	0.08±0.07	0.20±0.08	1.51±0.54
		[0.49-8.32]	[0.00-2.62]	[0.00-6.01]	[0.00-3.18]	[0.40-6.28]	[0.00-1.02]	[0.00-1.17]	[0.17-7.67]
Agosto	11	1.00±0.23	0.73±0.17	0.61±0.12	0.43±0.15	0.74±0.25	0.00±0.00	0.04±0.04	1.29±0.54
		[0.35-2.77]	[0.25-1.84]	[0.29-1.66]	[0.00-1.74]	[0.00-2.39]	[0.00-0.00]	[0.00-0.44]	[0.44-6.58]
Septiembre	8	0.81±0.18	0.49±0.12	0.47±0.10	0.46±0.09	2.06±0.43	0.00±0.00	0.16±0.09	0.61±0.12
		[0.23-1.77]	[0.00-0.84]	[0.00-0.80]	[0.16-0.86]	[0.63-4.49]	[0.00-0.00]	[0.00-0.74]	[0.17-41.09]
Octubre	7	0.60±0.11	0.21±0.07	0.51±0.17	0.45±0.11	1.59±0.38	0.00±0.00	0.00±0.00	0.42±0.09
		[0.28-1.01]	[0.00-0.46]	[0.11-1.26]	[0.00-0.81]	[0.00-3.17]	[0.00-0.00]	[0.0-0.00]	[0.15-0.74]
Noviembre	2	2.94±2.30	1.17±0.93	1.21±0.84	0.19±0.19	2.19±0.20	0.00±0.00	0.00±0.00	0.46±0.02
		[0.64-5.24]	[0.25-2.10]	[0.37-2.05]	[0.00-.038]	[1.99-2.39]	[0.00-0.00]	[0.00-0.00]	[0.44-0.47]
Diciembre	4	2.09±0.32	0.42±0.04	0.97±0.12	0.60±0.08	4.13±0.57	0.00±0.00	0.18±0.02	1.42±0.18
		[1.36-2.94]	[0.34-0.52]	[0.63-1.20]	[0.36-0.71]	[3.03-5.54]	[0.00-0.00]	[0.13-0.22]	[0.12-1.94]

\*Durante el mes de abril únicamente se presentó un evento de precipitación, por lo que se presentan los valores únicos obtenidos.

El calcio mostró valores que oscilaron entre 0.00 y 11.39 mg L<sup>-1</sup>, con una tendencia clara, los meses de la temporada de lluvias presentaron las concentraciones más bajas de calcio, mientras que las temporadas seca-fría y seca-cálida mostraron las concentraciones más altas. Esto podría estar asociado a la frecuencia e intensidad de los eventos de precipitación.

El alto contenido de calcio en el agua de lluvia ya ha sido reportado en otras regiones cercanas a la Península de Yucatán, como la Península de Florida, que también tiene una naturaleza kárstica. Factores como la minería de roca caliza, la resuspensión de partículas del suelo y el intemperismo de los afloramientos rocosos pueden contribuir a la presencia de calcio en la atmósfera (Grimshaw y Dolske, 2002).

Por otro lado, los cloruros y el sodio presentaron un comportamiento estacional. La concentración de cloruros osciló entre 0.23 mg L<sup>-1</sup> (septiembre) y 15.57 mg L<sup>-1</sup> (enero), con mayores concentraciones durante los meses de enero (7.56-15.57 mg L<sup>-1</sup>), febrero (1.46-14.75 mg L<sup>-1</sup>) y marzo (2.29-9.27 mg L<sup>-1</sup>). Este aumento en la concentración de cloruros durante la temporada seca-fría (de nortes) probablemente se debe al transporte de spray marino por los vientos alisios dominantes en esta época del año (García, 2003).

Las concentraciones de sodio en el agua de lluvia oscilaron entre 0.15 mg L<sup>-1</sup> (octubre) y 6.20 mg L<sup>-1</sup> (mayo), encontrado dos periodos con las mayores concentraciones. Primero, los meses de enero (1.38-8.10 mg L<sup>-1</sup>), febrero (0.95-7.31 mg L<sup>-1</sup>) y marzo (1.34-4.91 mg L<sup>-1</sup>), durante la temporada seca-fría, presentaron concentraciones altas de sodio, siguiendo el mismo patrón que el cloro debido al transporte de spray marino.

En segundo lugar, mayo mostró las concentraciones más altas de sodio con un promedio de 7.66 mg L<sup>-1</sup>, probablemente asociado con la quema de biomasa durante la preparación de las tierras de cultivo. Esta tendencia ha sido reportada en la región por Córdova *et al.* (2020), quienes encontraron que durante los meses de quemas agrícolas (abril-mayo), la concentración de sodio en el material particulado atmosférico de Mérida puede alcanzar hasta el 14%.

En cuanto a los sulfatos, su concentración en el agua de lluvia en la ciudad de Mérida varió entre 0.00 mg L<sup>-1</sup> (julio y septiembre) y 6.01 mg L<sup>-1</sup> (junio), con los valores promedio más altos durante enero (3.53 mg L<sup>-1</sup>), febrero (2.11 mg L<sup>-1</sup>), marzo (2.84 mg L<sup>-1</sup>), abril (2.24 mg L<sup>-1</sup>) y mayo (2.94 mg L<sup>-1</sup>).

---

El incremento en la concentración de sulfatos en el agua de lluvia durante estos meses se debe principalmente a dos factores. Primero, un factor natural: la liberación de dimetilsulfuro (DMS) por el fitoplancton en los océanos, que se oxida y forma sulfatos en la atmósfera (Andreae *et al.*, 1985). Estos compuestos, al igual que los cloruros, son aerotransportados junto con el spray marino durante la temporada seca-fría (temporada de nortes).

En segundo lugar, el incremento en las concentraciones de sulfatos durante los meses de abril y mayo probablemente se debe a las quemas agrícolas que ocurren en estos meses. Durante estas quemas se emiten compuestos como dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>), sulfuro de carbonilo (OCS) y DMS (Nguyen *et al.*, 1995; Friedli *et al.*, 2001), que son transformados en sulfatos en la atmósfera a través de diferentes procesos de oxidación y reducción.

Finalmente, los cationes analizados que presentaron las concentraciones más bajas fueron el potasio y el magnesio. Las concentraciones de potasio se mantuvieron bajas durante prácticamente todo el año, con valores de 0.0 mg L<sup>-1</sup> durante los meses de septiembre y octubre. De manera similar, las concentraciones de magnesio fueron de 0.0 mg L<sup>-1</sup> durante los meses de agosto, septiembre, octubre, noviembre, diciembre y enero. En ambos casos, las concentraciones más altas de estos elementos se registraron en mayo, asociadas a la quema de biomasa (Akbari *et al.*, 2021; Ryu *et al.*, 2007).

Considerando las variaciones en las concentraciones de aniones y cationes en el agua de lluvia en la ciudad de Mérida, se puede suponer que estas están influenciadas tanto por factores naturales, como el spray marino, como por factores antropogénicos, como la combustión de combustibles fósiles y la quema de biomasa. Es importante mencionar que la mayoría de los valores encontrados para la concentración de aniones y cationes en el agua de lluvia de Mérida están por debajo de los reportados en otros ambientes urbanos como Bolonia (Italia), Ciudad de México (México), Ammán (Jordania), Pekín y la provincia de Zhejiang (China) (Jaradat *et al.*, 1999; Zhang *et al.*, 2007; Morselli *et al.*, 2008; Qin *et al.*, 2015; Fonseca-Salazar *et al.*, 2023).

Sin embargo, el ion Ca<sup>2+</sup> mostró concentraciones más altas en comparación con otras ciudades, lo cual muy probablemente se debe a las condiciones kársticas de la Península de Yucatán, una fuente importante de calcio atmosférico; esta tendencia también se observa en estudios realizados en China, otro territorio kárstico, donde se han encontrado altas concentraciones de calcio en la lluvia. Asimismo, algunos eventos presentaron valores elevados de cloruros, especialmente durante la temporada de nortes, debido a la proximidad a la costa y al transporte



de spray marino. El mes de mayo destacó por tener eventos de precipitación con concentraciones más altas de sodio y sulfatos, atribuibles a la presencia de aerosoles procedentes de la quema de biomasa.

A pesar de esto, es importante señalar que el contenido de aniones y cationes en todos los eventos de precipitación estuvo por debajo de los límites establecidos en la NOM-127-SSA1-2021 (DOF, 2021), que regula la calidad del agua para consumo humano en México. Esta norma considera límites permisibles para nitratos ( $11.00 \text{ mg L}^{-1}$ ), sulfatos ( $400 \text{ mg L}^{-1}$ ) y cloruros ( $700 \mu\text{g L}^{-1}$  de cloratos). No obstante, para asegurar la viabilidad del agua para consumo humano, también se deben considerar la presencia de organismos patógenos, metales pesados y pesticidas, aspectos contemplados en la NOM-127-SSA1-2021 pero no en este estudio.

#### **4.3.5 Variación intratemporal de la composición química del agua de lluvia**

La composición química del agua de lluvia no se mantiene constante durante todo el evento de precipitación, se ha encontrado que la lluvia tiene un efecto de lavado de la atmósfera lo que disminuye la concentración de los componentes que son solubilizados conforme continúa la lluvia (Park *et al.* 2020). En un estudio realizado por Ouyang *et al.* (2015) encontraron que la concentración de amonio, nitratos y sulfatos disminuye drásticamente en los primeros cinco minutos de precipitación y determinaron que el proceso de lavado puede durar entre 5 y 10 minutos.

De manera general, en las gráficas de la Figura 20A se observa una tendencia en la que disminuye la conductividad eléctrica durante el evento de precipitación, de esto podemos inferir una disminución de en los compuestos solubilizados por la lluvia, y que la atmósfera se va “limpiando” de partículas suspendidas. Este mismo comportamiento se puede observar en las figuras 20B-20I en el que se observa una tendencia de disminución de los compuestos (cloruros, sulfatos, nitratos) y elementos (calcio, magnesio, sodio, potasio y amonio) analizados conforme avanzan los fenómenos de precipitación.

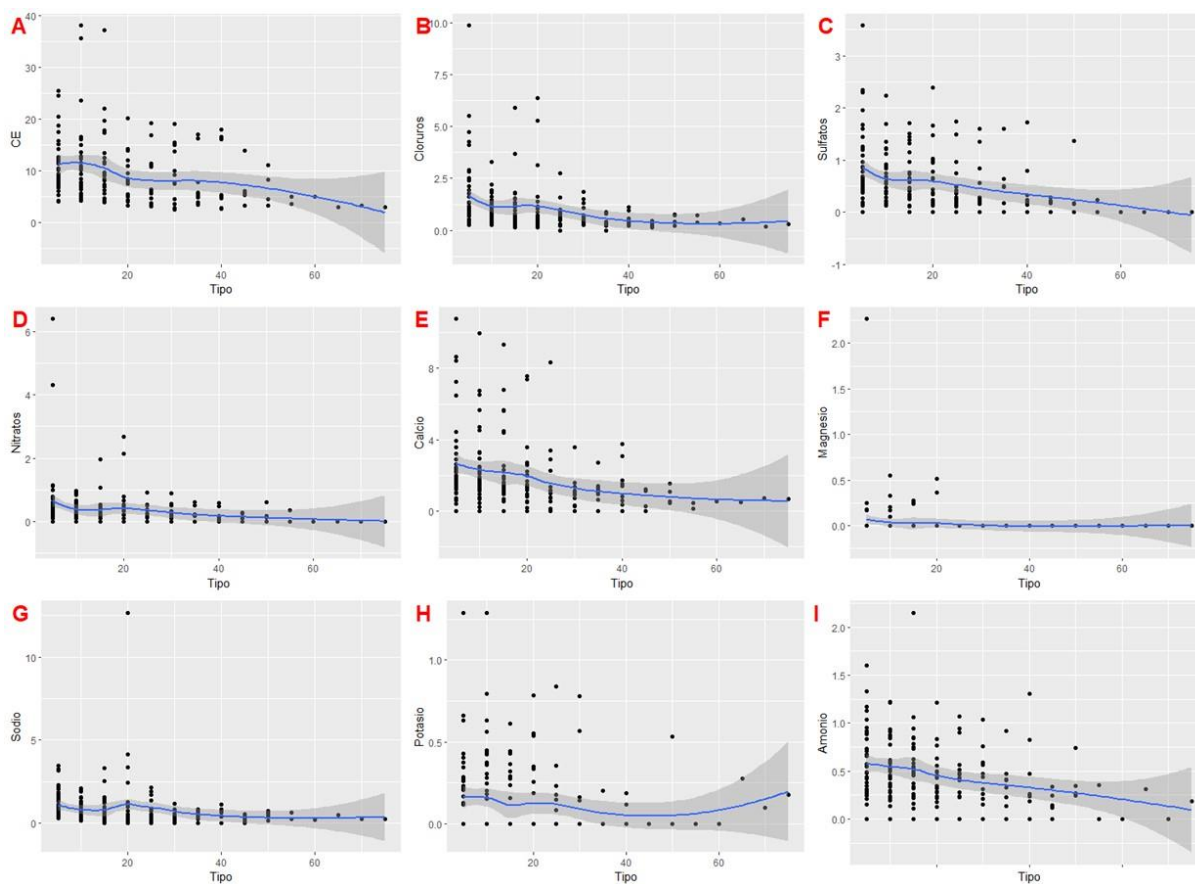


Figura 20. Variación intratemporal del contenido de aniones y cationes dentro de los eventos de precipitación (2021-2022). Conductividad eléctrica (A), Contenido de cloruros (B), sulfatos (C), nitratos (D), calcio (E), magnesio (F), Sodio (G), Potasio (H) y Amonio (I).

Nota: En los gráficos suavizados se puede observar la dispersión de las muestras colectadas por intervalos de precipitación (puntos), en función de la concentración de aniones y cationes (eje Y) y el volumen precipitado en un mismo evento de precipitación (eje X). La línea azul representa la tendencia en el comportamiento de las concentraciones de los aniones y cationes y el sombreado gris que acompaña a cada línea azul representa la banda de confianza.

#### 4.3.6 Composición química de las deposiciones húmedas

La composición química de las deposiciones húmedas presenta un patrón similar a las deposiciones secas en el sentido de que el Ca es el elemento dominante, con un aporte total de poco más de  $22 \text{ kg ha}^{-1}$  al año (Tabla 13), sugiriendo que el suelo es la principal fuente (Bautista-Zúñiga *et al.*, 2003); seguido por los cloruros y el sodio cuya presencia puede explicarse debido

a la cercanía de la ciudad de Mérida a la costa, lo que facilitaría la llegada de espray marino (Su *et al.*, 2022).

Tabla 13. Variación mensual de la composición química ( $\text{g ha}^{-1}$ ) de las deposiciones atmosféricas húmedas en la ciudad de Mérida, Yucatán (2021-2022).

Mes	Aniones			Cationes				
	Cloruros	Nitratos	Sulfatos	Amonio	Calcio	Magnesio	Potasio	Sodio
Enero	892.0	84.3	262.7	42.9	205.6	0.0	34.2	470.6
Febrero	2,273.2	217.7	713.3	154.2	2,532.7	294.1	82.9	1,180.2
Marzo	2,906.3	545.4	1,484.0	597.2	1,726.8	107.8	207.0	1,650.3
Abril	625.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.1
Mayo	1,224.1	578.9	1,075.3	457.3	4,840.5	240.7	69.0	1,248.5
Junio	2,030.3	890.6	1,979.3	936.6	3,876.0	87.2	87.9	1,387.4
Julio	1,400.4	735.9	982.9	590.7	2,039.4	0.0	197.4	1,057.5
Agosto	1,470.1	1,361.4	843.5	409.9	1,450.9	0.0	171.4	1,405.2
Septiembre	766.1	381.3	388.7	533.3	2,107.8	0.0	71.7	598.1
Octubre	347.5	121.1	267.7	386.2	1,426.6	0.0	0.0	287.4
Noviembre	440.8	173.5	207.1	106.4	769.8	0.0	0.0	146.4
Diciembre	447.0	95.7	211.5	156.1	1,171.4	0.0	40.5	321.3
<b>Total</b>	<b>14,823.1</b>	<b>5,185.8</b>	<b>8,416.0</b>	<b>4,370.8</b>	<b>22,147.7</b>	<b>729.7</b>	<b>962.0</b>	<b>9,759.0</b>

Los sulfatos son el cuarto compuesto dominante en las deposiciones, destacando una mayor presencia durante los meses de marzo, mayo y junio, esta presencia puede deberse a que durante estos meses se realizan la mayoría de las quemas agrícolas de la región, y se ha encontrado que la quema de biomasa es una de las principales fuentes de sulfatos a la atmósfera (Cheng *et al.*, 2021; Rickly *et al.*, 2022).

El único mes en el que es notorio un comportamiento diferente en relación con los demás, es el mes de abril, esto puede deberse a que es el mes que presentó el menor número de eventos de precipitación (2 eventos), además de que estos fueron de baja intensidad, por lo que se pudiera explicar la poca cantidad de compuestos depositados.

Los aportes de amonio y nitratos también son importantes, y se mantienen constantes durante todo el año, existen diversas fuentes de estos compuestos a la atmósfera, siendo la agricultura y la combustión de combustibles fósiles dos de las principales (Ferm, 1998; Anderson *et al.*, 2003; Zhang *et al.*, 2012); dadas las condiciones de la ciudad de Mérida, la combustión de combustibles fósiles pudiera ser una explicación debido a la estabilidad que presentan los aportes a lo largo del año.

#### 4.4 Conclusiones

En el presente estudio, se encontró evidencia de que la composición química de las deposiciones atmosféricas en la ciudad de Mérida está influenciada por la naturaleza kárstica del medio físico, su cercanía a la costa y la llegada de los polvos del Sahara, así como por actividades humanas, como la quema de biomasa. Contrario a lo esperado, los aportes de macronutrientes y micronutrientes no son tan significativos como en otras partes del mundo, al menos considerando la escala anual que abarcó el estudio. Sin embargo, es importante investigar la posibilidad de que estos aportes de nutrientes jueguen un papel fundamental en la región a lo largo de periodos más prolongados, ya que son las únicas fuentes de algunos nutrientes que, debido a las condiciones kársticas, no estarían presentes de forma natural.

En cuanto a la salud humana, es importante destacar que la concentración de metales pesados (excepto Ti y Zn) se mantuvo por debajo de  $500 \text{ mg kg}^{-1}$  durante todos los meses del año, excepto en agosto. Lo cual sugiere que durante este mes la concentración de metales pesados también se ve aumentada en la atmósfera, disminuyendo la calidad del aire. Por ello, se recomienda realizar estudios más detallados enfocados en la calidad del aire de la ciudad de Mérida durante los episodios en los que arriban las plumas de polvo sahariano.

---

## CAPÍTULO V

### 5. Posible relación de la microbiota aerotransportada y las deposiciones atmosféricas de mérida con la salud humana

A partir de los resultados obtenidos en el presente trabajo, y haciendo énfasis en los efectos de la microbiota aerotransportada y las deposiciones atmosféricas sobre la salud humana en la ciudad de Mérida, se realizó una caracterización detallada de los géneros de bacterias de hongos que incluyen especies patógenas y alergénicas que fueron clasificados, así como la posible relación entre la composición química de las deposiciones atmosféricas y la salud humana. La clasificación tanto de taxones que incluyen especies patógenas y alergénicas, y la caracterización química de las deposiciones atmosféricas, así como su comportamiento estacional son aspectos clave que se abordaron, proporcionando una base para futuras investigaciones y posibles medidas de salud pública en la región.

En las últimas décadas, ha surgido un creciente interés en el estudio de la calidad del aire, estos estudios pueden centrarse en la microbiota o en el material particulado que se transporta por el aire. Como se expuso en el Capítulo II, en México, los primeros análisis de emisiones de aerosoles y material particulado en la Ciudad de México datan de la década de los 60 (Raga *et al.*, 2001); mientras que los primeros estudios sobre la microbiota aerotransportada se llevaron a cabo hace 37 años en la Ciudad de México, con investigaciones pioneras realizadas por Rosas *et al.* (1987) y Rivera *et al.* (1987).

Más recientemente, en 2018 se publicó el primer estudio (Calderón-Ezquerro *et al.*, 2018) que utilizó la metagenómica como técnica para clasificar los microorganismos aerotransportados. En los años siguientes, se han llevado a cabo más investigaciones con este enfoque, todas ellas en la Ciudad de México y lideradas por el Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático de la UNAM.

En el caso del estado de Yucatán, el primer trabajo que investigó la microbiota aerotransportada fue realizado por Ponce-Caballero *et al.* (2010), centrándose en géneros de hongos que incluyeran especies alergénicas en la ciudad de Mérida. Por otra parte, Yokelson *et al.* (2009) llevaron a cabo uno de los primeros estudios sobre la calidad del aire en Yucatán, enfocándose en las partículas generadas por la quema de biomasa. Más recientemente, Ramírez-Romero *et al.* (2021) y Andrade *et al.* (2023) estudiaron la composición química y el impacto de los polvos

del desierto del Sahara que llegan a Yucatán, y la presencia de metales pesados en el polvo urbano, respectivamente.

En el Capítulo III, se llevó a cabo una caracterización de la microbiota aerotransportada en Mérida, Yucatán, donde se pudieron clasificar algunos taxones que incluyen especies de bacterias y hongos patógenas para los seres humanos. Entre las bacterias, sobresalió un grupo mayoritario que solo pudo ser clasificado a nivel de la familia Enterobacteriaceae, el cual estuvo presente durante todos los meses del año. Es importante resaltar que en octubre esta familia bacteriana alcanzó una abundancia relativa superior al 15%, la presencia de organismos presentes a la familia Enterobacteriaceae en ambientes urbanos es algo común (*i.e* se han reportado en ciudades como Ciudad de México [México], Oregon [Estados Unidos], Xi'an [China], Murcia [España], Roma [Italia]) alcanzando abundancias relativas de hasta 23.8% (Ciudad de México), destacando géneros como *Acinetobacter*, *Alcaligenes*, *Salmonella* y *Escherichia* (Shaffer *et al.*, 1997; Soto *et al.*, 2009; García-Mena *et al.*, 2016; Fan *et al.*, 2019; Pollegioni *et al.*, 2020).

Tomando en cuenta lo anterior, resultaría relevante investigar este fenómeno en la ciudad de Mérida para determinar si se trata de un comportamiento estacional recurrente o se trató de un evento aislado durante el año de estudio. En este contexto, es importante considerar los mecanismos de aerosolización del material fecal como un aspecto crucial para comprender el papel de los bioaerosoles como fuente de dispersión secundaria de este grupo taxonómico (Colston *et al.*, 2022; Ginn *et al.*, 2022).

En cuanto a la estacionalidad, diversos estudios han observado comportamientos diferentes en relación con la presencia de taxones pertenecientes a la familia Enterobacteriaceae en el aire, durante la temporada de lluvias. Se ha encontrado que eventos fuertes de precipitación pueden aumentar los conteos de CFU (Unidades formadoras de colonias) del orden enterobacterales (Jang *et al.*, 2018). A nivel de géneros, en una investigación realizada en Brasil por Souza *et al.* (2021), se encontró incremento en los conteos de CFU de los géneros *Escherichia* y *Shigella*, durante la temporada seca, mientras que el género *Klebsiella* incrementó sus conteos durante la temporada lluviosa. Por su parte, un estudio realizado en la Ciudad de México por Rosas *et al.* (1994) mostró una tendencia opuesta, con un decremento en los conteos de bacterias entéricas durante la temporada de lluvias. Los resultados de este estudio coinciden con los reportados por Jang *et al.* (2018), ya que, en septiembre, el mes con el mayor volumen de precipitación, se

observó un incremento en la abundancia relativa de un OTUs clasificado a nivel de familia Enterobacteriaceae.

La presencia de enterobacterias en el aire se ha asociado principalmente a procesos de aerosolización provenientes de diversas fuentes de contaminación, como granjas de animales (*i.e.* cerdos y aves) o plantas de tratamiento de aguas residuales (Teixeira *et al.*, 2016; Sanz *et al.*, 2021; Nguyen *et al.*, 2022). En el ambiente urbano de la ciudad de Mérida, también pueden incluirse heces fecales humanas o de animales urbanos (*i.e.* perros y gatos); por lo que la presencia de Enterobacterales en el aire, podría ser un indicador de contaminación fecal, aunque es importante tener en cuenta que también hay enterobacterales de vida libre.

Para comprender mejor el origen y comportamiento observado en este estudio durante el mes de octubre, es importante clasificar al menos a nivel de géneros estos organismos y profundizar en los posibles procesos de aerosolización, y la relación de estos dos factores con las condiciones ambientales de la ciudad de Mérida. Esto debido a que se ha reportado que factores ambientales como la lluvia, la humedad relativa y la temperatura pueden favorecer la aerosolización de materiales fecales y promover su dispersión (Chinivasagam *et al.*, 2009); sin embargo, esta relación no denota necesariamente causalidad.

Tomar en cuenta la clasificación de estos organismos en el aire de Mérida, resalta como un punto clave para entender los posibles impactos a la salud humana. En la legislación mexicana, la microbiota aerotransportada no se considera un factor de calidad del aire. La NOM-172-SEMARNAT-2023, que establece los lineamientos para la obtención y comunicación del índice de calidad del aire y los riesgos a la salud, solo incluye las partículas PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>10</sub>, así como el Ozono, Dióxido de nitrógeno, Dióxido de azufre y Monóxido de carbono (DOF, 2024).

Adicionalmente, se clasificaron OTUs a nivel de género, los cuales comprenden especies de bacterias patógenas para los seres humanos. Entre estos se encuentran algunos géneros conocidos por incluir especies que pueden causar enfermedades gastrointestinales, como *Clostridium*, presente durante los 12 meses del año; *Campylobacter* (11 meses); *Escherichia* y *Shigella* (11 meses); y *Helicobacter* (5 meses).

Por su parte, *Clostridium* es un género ubicuo que puede encontrarse en diversos ambientes (Knight *et al.*, 2015). Se ha informado que las granjas de animales, como por ejemplo las de cerdos, son una fuente de su dispersión (Keessen *et al.*, 2011). Respecto a los entornos urbanos,

se ha registrado su presencia en ciudades como Jeju (Corea), así como en Saitama y Toyama (Japón) (Seki *et al.*, 2024).

El género *Campylobacter* ha sido reconocido por la presencia de especies patógenas como *Campylobacter jejuni* y *Campylobacter coli*; sin embargo, en los últimos años se ha observado un aumento en la detección y aislamiento de otras especies patógenas dentro de este género (Man, 2011). Se ha documentado su asociación con aves. Por un lado, se han registrado casos de infecciones en humanos relacionadas con *Campylobacter* en granjas avícolas (Wilson, 2014); mientras que en entornos urbanos, se ha reportado que las aves silvestres son los principales transmisores (Minias, 2020), entre estas aves destacan las palomas como una de las especies con mayor prevalencia (Ramonaitė *et al.*, 2015).

Aunque la presencia de *Campylobacter* ha sido más comúnmente asociada con procesos de aerosolización en granjas avícolas (como las de pollos y engorde) (Chinivasagam *et al.*, 2009; Andersen *et al.*, 2022), reportándose con menor frecuencia en áreas urbanas (asociado a vertederos a cielo abierto) (Rocha-Melogno *et al.*, 2022), fue un género detectado en el aire de la ciudad de Mérida.

Esto sugiere que las excretas de palomas (fuente autóctona) o las granjas de animales circundantes (fuente alóctona) podrían ser las principales fuentes de este patógeno, aunque se necesitan estudios más detallados para confirmar esta hipótesis. Sin embargo, es crucial considerar la presencia de estos organismos zoonóticos en el aire de Mérida, ya que son responsables de aproximadamente el 75% de las enfermedades diarreicas transmitidas por alimentos en humanos a nivel global (Asmat y Khan, 2020).

En cuanto al género *Helicobacter*, es uno de los géneros más comúnmente encontrados y que pueden ocasionar infecciones gastrointestinales y respiratorias; ha sido reportado en el aire de ambientes urbanos de varios países de diversas latitudes, entre las que destacan ciudades de regiones tropicales como India, China, Malasia y Turquía, siendo *Helicobacter pylori* una de sus especies más estudiadas debido a las afectaciones que causa (Pérez-Pérez *et al.*, 2004).

Aunque se ha informado que *H. pylori* es una especie patógena para los seres humanos, su patogenidad tiende a ser más prevalente en individuos con condiciones que los hacen más vulnerables. En un estudio realizado por Kuźmiński *et al.* (2012), se encontró que la prevalencia de *H. pylori* puede alcanzar hasta el 20% en personas susceptibles a alergias transmitidas por el aire. Sin embargo, es relevante destacar que los sujetos no atópicos (aquellos sin predisposición



genética a desarrollar alergias) mostraron una mayor frecuencia de serología positiva para *H. pylori* (presencia de anticuerpos), lo que sugiere un posible efecto protector acumulativo de las infecciones contra la atopía y las alergias respiratorias, independientemente de la vía de infección.

De igual manera, se clasificaron algunos géneros asociados a enfermedades respiratorias en la Ciudad de Mérida, tales como *Streptococcus*, *Haemophilus*, *Legionella* y *Stachybotrys*, todos los cuales presentaron abundancias relativas menores al 1% prácticamente durante todo el año, excepto *Streptococcus*, que mostró un aumento y llegó a tener hasta 1.37, 1.06 y 1.28% durante los meses de mayo, junio y julio, respectivamente.

El género *Streptococcus* sigue siendo un problema de salud pública a nivel mundial. Esto se debe a que algunas de sus especies, especialmente *Streptococcus pneumoniae* o *Streptococcus pyogenes*, son responsables de la mayoría de los casos de neumonía adquirida (Krzyściak *et al.*, 2013; Fang *et al.*, 2018), siendo los niños y ancianos los grupos poblacionales más vulnerables (Liu *et al.*, 2024).

Su patogenicidad en entornos urbanos se acentúa, ya que se ha demostrado que la presencia de material particulado (PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>10</sub>) favorece la adhesión de estas bacterias a las células epiteliales de las vías respiratorias y las células epiteliales bronquiales primarias (Mushtaq *et al.*, 2011). Aunque se ha reportado que también algunos productos alimenticios como frutas, verduras y jugos pueden fungir como fómites y promover la infección (Lewis *et al.*, 2006).

En cuanto al género *Haemophilus*, se caracteriza por presentar un gran número de especies que pueden causar diversas infecciones. La más importante de estas especies es *Haemophilus influenzae* (Musher, 1996; Nørskov-Lauritsen, 2014). Otras especies de interés para la salud pública son *H. aegyptius*, *H. ducreyi*, *H. pittmaniae*, *H. parainfluenzae*, *H. haemolyticus*, *H. parahaemolyticus* y *H. paraphrohaemolyticus* (Ledebøer *et al.*, 2011; Nørskov-Lauritsen, 2014). Los estudios relacionados con el género *Haemophilus* y su aerotransportación son limitados, la mayoría se han centrado en ambientes interiores como hospitales (Schaal, 1991) y guarderías (Lis y Górný, 2013).

El género *Legionella* presentó bajas abundancias relativas. Este género es conocido por causar legionelosis, una infección pulmonar grave que ocurre al inhalar bacterias del género *Legionella*, la mayoría de los casos están relacionados con *Legionella pneumophila* (en total se conocen 42 especies), que tiene la capacidad de sobrevivir en un amplio intervalo de temperaturas y puede

---

transmitirse a través de aerosoles provenientes de diversas fuentes acuáticas, como fuentes, balnearios y otros sistemas de agua (Benson y Fields, 1998; Sánchez-Parra *et al.*, 2019).

Se ha reportado la presencia de *L. pneumophila* en plantas de tratamiento de residuos biológicos, que actúan como un vector pasivo de transmisión (Blatny *et al.*, 2008; Blatny *et al.*, 2011; Vermeulen *et al.*, 2021). En cuanto a vectores activos, aunque no se ha documentado la transmisión de persona a persona, se ha encontrado que animales como los cerdos de Guinea pueden actuar como vectores activos (Katz *et al.*, 1982). Esta problemática de transmisión de *Legionella* es particularmente relevante en entornos de atención médica, especialmente en baños, donde generalmente se prioriza el monitoreo y control del agua sobre el del aire, en parte porque, hasta la fecha, no existen protocolos de muestreo estandarizados para el aire (Montagna *et al.*, 2017).

El género *Stachybotrys* también se caracteriza por tener una amplia distribución y puede provocar varias patologías, incluyendo erosiones en la mucosa oral y gingival, síntomas respiratorios, angina catarral, rinitis sanguinolenta, tos, dolor de garganta, opresión en el pecho y fiebre ocasional (Wang *et al.*, 2015). La especie más estudiada por su patogenicidad dentro de este género es *Stachybotrys chartarum*, también conocida como 'moho negro' o 'moho tóxico', caracterizada por generar micotoxinas que pueden causar micotoxicosis y desencadenar síntomas respiratorios en humanos, como hemorragia pulmonar aguda infantil, asma, hemorragia nasal y traqueal en adultos (Hossain *et al.*, 2004).

Asimismo, el género *Staphylococcus* estuvo presente durante todo el año y es de interés debido a que comprende especies que pueden causar infecciones cutáneas. Este género se caracteriza por incluir especies que pueden causar diversos tipos de infecciones, entre las que destacan las lesiones superficiales de la piel. Una de las especies más conocidas estudiadas por su patogenicidad es *S. aureus* (Foster, 1996). A pesar de que su principal vía de transmisión es de humano a humano, se ha descubierto que la exposición inhalable a corto plazo puede ser una fuente significativa de contagio en personas inmunocomprometidas, comparable a la transmisión directa de bacterias de esta especie a través de las manos o la boca (Kozajda *et al.*, 2019). Incluso en China se han reportado cepas que presentan resistencia a antibióticos (Zhou y Wang, 2013), lo que implica un riesgo más acentuado para la salud pública.

Finalmente, se clasificaron otros géneros de bacterias que incluyen especies patógenas, entre los cuales se encuentran *Enterococcus*, *Neisseria*, *Proteus*, *Pseudomonas*, *Rickettsia* y *Vibrio*.

De estos géneros, destaca *Pseudomonas*, el cual es el género de bacterias más estudiado, debido a su presencia en una amplia diversidad de ambientes, como suelo, aire, agua, animales y plantas, lo que lo convierte en el género más diverso de bacterias, con 254 especies aceptadas. Incluye especies que desempeñan roles importantes, como la fijación de nitrógeno, así como especies con potencial biotecnológico, comensales y patógenas de animales, plantas y humanos (Özen y Ussery, 2012; Lalucat *et al.*, 2022).

El interés de *Pseudomonas* en relación con la salud humana radica en que este género está comúnmente asociado con la descomposición de alimentos (Andreani *et al.*, 2015), lo que puede ser causa de problemas gastrointestinales. Además, la especie más patógena dentro de este género es *Pseudomonas aeruginosa*, un patógeno oportunista que ocasiona infecciones nosocomiales, principalmente en pacientes inmunocomprometidos (Streeter y Katouli, 2016).

Por otro lado, el género *Neisseria* estuvo presente en 11 meses del año, este género se caracteriza por incluir especies comensales del ser humano; sin embargo, algunas especies, como *Neisseria meningitidis*, son de interés para la salud pública, ya que pueden causar septicemia y son la principal causa de meningitis bacteriana en el mundo, principalmente en meses secos (Dillon y Dillon, 2021).

En cuanto al género *Enterococcus*, estuvo presente durante nueve meses del año. Es un género comensal del ser humano que se puede encontrar en el tracto gastrointestinal, así como en productos alimenticios como carne, lácteos y fermentados, y otros ambientes como el suelo (Svec *et al.*, 2001). Sin embargo, también es de interés para la salud pública, ya que comprende especies que pueden causar bacteriemia, infecciones del tracto urinario, endocarditis, infecciones de heridas, meningitis, infecciones intraabdominales y pélvicas, así como infecciones nosocomiales e iatrogénicas (Vu *et al.*, 2011).

Los géneros *Proteus*, *Rickettsia* y *Vibrio* estuvieron presentes únicamente durante menos de tres meses. Aunque sus abundancias relativas fueron muy bajas, es crucial destacar su presencia para fines de monitoreo, dado que pueden ser causantes de diversas enfermedades. El género *Proteus* ha sido asociado con neumonía, sepsis, infecciones del sistema nervioso central y urolitiasis, principalmente en pacientes inmunocomprometidos (Barbour *et al.* 2012). *Rickettsia*, por su parte, es un género cosmopolita que comprende 27 especies, de las cuales solo dos son patógenas y se transmiten principalmente a través de heces fecales contaminadas (*Rickettsia prowazekii*) y por pulgas (*Rickettsia typhi*) (Bermúdez y Troyo, 2018). Finalmente, el género

*Vibrio*, asociado principalmente a hábitats acuáticos o marinos, con más de 100 especies, de las cuales 12 pueden causar enfermedades como cólera, vibriosis, gastroenteritis autolimitada, infecciones de heridas e incluso septicemia (Baker-Austin *et al.*, 2018).

Aunque se clasificaron algunos géneros que incluyen especies patógenas, es crucial destacar que la patogenicidad varía según la especie e incluso, en algunos casos, hasta a nivel de cepa. Un ejemplo claro es *Propionibacterium acnés*, un comensal común de la piel; sin embargo, algunas de sus cepas están estrechamente relacionadas con casos severos de acné, mientras que en personas sanas predominan otras cepas (Fitz-Gibbon *et al.*, 2013).

Desde hace varias décadas se ha realizado un gran esfuerzo para encontrar correlaciones entre la presencia y abundancia de microorganismos patógenos aerotransportados con variables ambientales, esto principalmente con la finalidad de poder identificar los principales factores ambientales que favorecen su presencia/ausencia o el incremento de su abundancia relativa.

Considerando el estudio de Colson *et al.* (2021), quienes realizaron un metaanálisis sobre la prevalencia de enteropatógenos, se observó que las variables hidrometeorológicas presentan asociaciones frecuentemente complejas y, en muchos casos, no lineales con estos patógenos; en su análisis, encontraron que la temperatura y la humedad del suelo son parámetros particularmente influyentes, mientras que variables como la precipitación, la escorrentía superficial y la humedad relativa pueden tener efectos divergentes según la región.

Así mismo, al estudiar otras especies patógenas, se han encontrado correlaciones con variables ambientales. Tal es el caso de *Streptococcus pneumoniae* que se ve favorecida por la temperatura del aire (Nascimento-Carvalho *et al.*, 2010). Otros estudios, como el realizado por Madsen *et al.* (2018), encontraron que estas asociaciones pueden ser más del tipo estacional, encontrando que *S. aureus* presenta las menores concentraciones durante el invierno, y las mayores durante la primavera. Sin embargo, estudios como el de Prusin II *et al.* (2016), no encontraron ningún patrón estacional en la composición de la microbiota aerotransportada. Estos trabajos remarcan la importancia de realizar estudios relacionados con la variabilidad temporal de las comunidades de microorganismos aerotransportados, ya que se ha encontrado que las variables ambientales pueden tener diferentes efectos tanto en la composición de las comunidades, como en el comportamiento de los grupos y especies de interés de una región a otra.

Por otro lado, también se clasificaron OTUs fúngicos a nivel de género, los cuales incluyen especies patógenas u oportunistas para los seres humanos o plantas a lo largo del año, tal es el caso de los géneros *Aspergillus*, *Candida*, *Hortaea*, *Fusarium* y *Stachybotrys*.

De estos géneros, solo *Aspergillus* estuvo presente durante todo el año, seguido por *Candida* en 11 meses, *Hortaea* en 10 meses y *Fusarium* en 7 meses. Estos géneros ya habían sido previamente reportados en el aire de ambientes urbanos. *Aspergillus* es uno de los géneros que se encuentran en la hojarasca y madera en descomposición, y ha sido comúnmente reportado en ambientes urbanos. *Aspergillus fumigatus* es la especie más prevalente y se caracteriza por causar aspergilosis (infección pulmonar). La segunda especie en importancia, y en algunos casos más común en el aire en comparación con *A. fumigatus*, también puede ocasionar aspergilosis, siendo la causante más importante de infección superficial (Hedayati *et al.*, 2007).

El género *Candida*, con una alta heterogeneidad que abarca un total de 163 especies, se encuentra presente en ambientes terrestres y acuáticos, asociado a plantas, animales y objetos inanimados. En el ser humano y mamíferos, está asociado al tracto gastrointestinal y genital (de Llanos Frutos, 2004). La especie más patógena dentro de este género es *C. albicans*, un comensal humano que actúa como patógeno oportunista causando la mayoría de las candidiasis, como la vaginitis, adicionalmente, existen otros patógenos como *C. glabrata* (causante de infecciones vaginales) y *C. parapsilosis* (asociada a lesiones de la piel) (de Llanos Frutos, 2004; Kim y Sudbery, 2011).

El género *Hortaea* comprende únicamente tres especies, siendo la más estudiada en relación con la salud humana *Hortaea werneckii*, asociada principalmente a países tropicales y subtropicales, es causante de la infección superficial “tiña negra”, y se ha reportado con resistencia a antibióticos (Chen *et al.*, 2012).

Por su parte, el género *Fusarium* es reconocido por ser uno de los principales géneros patógenos de plantas, infectando una amplia diversidad de especies en diferentes ambientes (Summerell, 2019). Aunque raramente puede comportarse como un patógeno oportunista para el ser humano, causando fusariosis (infección por *Fusarium*), principalmente en pacientes inmunocomprometidos, y también se ha reportado como causante de infecciones de córnea (Ma *et al.*, 2013; Salah *et al.*, 2015).

Se detectaron géneros que incluyen especies alergénicas durante todo el año, como *Alternaria*, *Aspergillus*, *Cladosporium* y *Curvularia*. La exposición a ciertas esporas fúngicas alergénicas en

el aire representa un potencial riesgo para la salud humana, ya que puede agravar afecciones respiratorias como el asma o la rinitis alérgica, destacando la necesidad de monitoreo y medidas de prevención para proteger la salud de la población susceptible.

Por otro lado, otro elemento determinante en la calidad del aire en las ciudades es el material particulado aerotransportado. Sin embargo, debido a limitaciones técnicas en el presente trabajo, no fue posible muestrear directamente este material, por lo que se colectaron muestras de deposiciones húmedas y secas. Una de las principales limitaciones es que no se puede estimar la concentración de partículas o contaminantes en el aire a partir de las deposiciones, por lo que este método solamente permite una aproximación de su composición química.

En el caso de las deposiciones húmedas, es relevante mencionar que todos los parámetros medidos se mantuvieron por debajo de los límites permisibles establecidos por la NOM-127-SSA1-2021 (DOF, 2022), la cual define los estándares de calidad del agua para uso y consumo humano. Esta normativa establece límites permisibles para diversos parámetros como nitrógeno amoniacal, cloruros, nitrógeno de nitratos y sulfatos. Es importante debido a que en este trabajo no se analizaron metales pesados ni microorganismos en las deposiciones húmedas, los cuales están contemplados en la NOM-127-SSA1-2021, no podemos concluir que el agua cumple con los requisitos para ser considerada apta para el consumo humano.

En relación con las deposiciones secas, es crucial monitorear especialmente los metales pesados, los cuales pueden tener diversos orígenes, ya sean naturales o antropogénicos. En entornos urbanos, estas deposiciones pueden originarse a partir de diversas fuentes como la industria del cemento, metales no ferrosos, siderurgia, producción de fertilizantes fosfatados, emisiones vehiculares e incineración de desechos, entre otros, tomando esto en consideración, las deposiciones secas pueden proporcionar información acerca de la composición química de la fracción respirable del material aerotransportado (Sobhanardakani, 2018).

A lo largo del año, las concentraciones de metales pesados en las deposiciones secas se mantuvieron relativamente bajas en comparación con estudios realizados en otras ciudades como Kermanshah, Irán (Ni, V), Changchun, China (Cr, Cu, Pb, Zn), y Daejeon, Corea (Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) (Yang *et al.*, 2009; Lee *et al.*, 2015; Sobhanardakani, 2018). Sin embargo, se observó un marcado enriquecimiento por metales pesados durante el mes de agosto. Este incremento fue especialmente notable en el caso del vanadio (V), cuya concentración aumentó en un 933% con respecto al promedio anual, también se evidenció un aumento significativo en otros

elementos como cromo (Cr) (677%), hierro (Fe) (499%), manganeso (Mn) (438%), estaño (Sn) (417%), cobre (Cu) y zinc (Zn) (297%), titanio (Ti) (264%), níquel (Ni) (245%) y plomo (Pb) (132%).

Este enriquecimiento con ciertos metales pesados coincide con la llegada de los polvos del Sahara a la Península de Yucatán. Aunque no se ha llevado a cabo ningún estudio específico para caracterizar la composición química de estos polvos aerotransportados en la Península de Yucatán, investigaciones realizadas en el corredor de polvo Sahara-Sahel revelaron un enriquecimiento de V, Cu, Ni, Zn, Sr, Ti, Pb, Zr, Rb, y otros elementos no analizados en este estudio como bario (Ba) y cerio (Ce) (Moreno *et al.*, 2006).

Debido a esto, los episodios de polvo sahariano deben considerarse de importancia para la salud pública, y se recomienda la adopción de medidas para prevenir o mitigar sus posibles impactos en las vías respiratorias (Karanasiou *et al.*, 2012; Urrutia-Pereira *et al.*, 2021).

## 6. CONCLUSIONES

La revisión de la literatura que se llevó a cabo en este estudio reveló una significativa carencia de información sobre la microbiota aerotransportada en México. Actualmente, los estudios abarcan solo 18 de los 32 estados que hay en el país, y la mayoría se enfocan en organismos cultivables, centrándose en aquellos de interés por su patogenicidad. Las investigaciones con un enfoque metagenómico se han limitado exclusivamente a la Ciudad de México. Esta falta de información subraya la necesidad de ampliar las investigaciones a nivel nacional para obtener una comprensión más completa de la microbiota aerotransportada, incluyendo sus fuentes, implicaciones, relación con otras variables y posibles patrones. Para ello, es esencial la formación de recursos humanos especializados en este campo, ya que todos los estudios metagenómicos realizados en México han sido llevados a cabo por solo dos grupos de investigación.

Este es el primer estudio sobre microbiota aerotransportada en México, fuera de la Ciudad de México con un enfoque metagenómico. Mediante el análisis de las variables medioambientales estudiadas, se encontraron variaciones estacionales a lo largo del año analizado. Principalmente, comparando la temporada seca-cálida (marzo-mayo) con las temporadas seca-fría (noviembre-febrero) y de lluvias (junio-septiembre), la seca-cálida presentó una menor riqueza de bacterias en comparación con la seca-fría, y de hongos en comparación con la temporada de lluvias. Las condiciones ambientales durante la temporada seca-cálida (abril y mayo) podrían estar ejerciendo una mayor presión selectiva sobre las comunidades de bacterias y hongos, ya que estos meses mostraron la mayor disimilitud y el menor número de OTUs únicos. También se observó que la presencia de los géneros mayoritarios se mantuvo constante durante todos los meses del año. Las principales fuentes de los microorganismos aerotransportados parecen ser el suelo, el agua, las plantas, los animales y los humanos.

El estudio de las deposiciones atmosféricas mostró que su composición química fue relativamente constante durante el año estudiado, con los cambios más contrastantes presentándose en el mes de agosto, cuando hubo un aumento de ciertos elementos, especialmente K, Cr, Cu, Fe, Mn, Sn, Ti, V y Zn. Lo cual probablemente haya estado influenciado por la llegada de los polvos del Desierto del Sahara a la región. Aunque las deposiciones no representan una fuente significativa de nutrientes en términos de su aporte anual para la producción agrícola, podrían tener una importancia a largo plazo (geológica) para los ecosistemas naturales. Además, podrían explicar la presencia y los niveles actuales de ciertos nutrientes en los suelos, especialmente considerando que los suelos kársticos de Yucatán están



asociados con material parental que aporta muy pocos nutrientes, siendo el calcio el elemento más abundante.

En relación con la salud humana, se reportaron géneros que incluyen especies patógenas y alergénicas presentes durante todo el año, o algunos géneros que destacaron por su presencia en una temporada en particular. Entre los géneros que incluyen especies patógenas que estuvieron presentes durante todo el año se encuentran *Clostridium*, *Staphylococcus* y *Pseudomonas*. Durante la temporada seca destacaron *Streptococcus* y *Candida*, mientras que durante la temporada de lluvias se presentaron un género de la familia Enterobacteraceae y el género *Neisseria*.

Entre los géneros que incluyen especies alergénicas destacó la predominancia de *Alternaria* durante la temporada seca-cálida, los géneros *Cladosporium* y *Curvularia* durante la temporada de lluvias, siendo estas dos temporadas las que puede tener mayores implicaciones en cuanto alergias, principalmente para personas sensibles o personas con alguna condición como el asma. Cabe mencionar que esta posible patogeneidad o alergeneidad debe ser evaluada a nivel de especie o cepa; adicionalmente es importante subrayar que la abundancia relativa de los OTUs no refleja su abundancia total en el aire, por lo que es necesario evaluar la abundancia total en la atmósfera para determinar el riesgo potencial para la salud humana.

## 7. PERSPECTIVAS DE INVESTIGACIÓN

Este estudio es pionero en la investigación de la microbiota aerotransportada en la Península de Yucatán al utilizar un enfoque metagenómico para la clasificación de bacterias y hongos. Además, es el primer estudio en caracterizar la composición química de las deposiciones atmosféricas secas y húmedas en la Península.

Esto sienta las bases científicas para futuros estudios que profundicen en la dinámica atmosférica de esta región. En primer lugar, se plantea la necesidad de realizar investigaciones más exhaustivas que permitan entender mejor la dinámica atmosférica regional, al estudiar la microbiota con un enfoque más detallado que permita clasificar los microorganismos a nivel de especie e incluso de cepa, lo cual es crucial considerando la clasificación de varios géneros que incluyen especies patógenas para los humanos en este estudio.

Aunque se ha explorado la dinámica temporal de las comunidades microbianas y de las deposiciones, se identificó la necesidad de realizar investigaciones para conocer y entender la dinámica espacial. Esto implica considerar diferentes puntos de la ciudad, desde áreas urbanas hasta lugares prístinos cercanos a la misma, así como gradientes, esto con la finalidad de comprender el efecto de las actividades humanas en la composición de la microbiota aerotransportada y determinar si los factores locales o los componentes aerotransportados a larga distancia son más determinantes en la modelación de las comunidades aerotransportadas.

En relación con las deposiciones atmosféricas, sería importante realizar un estudio más detallado de su composición química y sus cambios temporales. Esto ayudaría a identificar los elementos químicos que se transportan y depositan en mayor cantidad, así como su procedencia (alóctonos o autóctonos), así como aquellos que se transportan, pero no se depositan en los suelos. Además, se plantea la necesidad de investigar la importancia de estos aportes de nutrientes para el mantenimiento de la vegetación natural y los ciclos biogeoquímicos, a pesar de su contribución mínima en comparación con las necesidades agrícolas por unidad de superficie.

---

**BIBLIOGRAFÍA**

Abarenkov, K., Zirk, A., Piirmann, T., Pöhönen, R., Ivanov, F., Nilsson, R., Henrik; K.U. (2022). UNITE QIIME release for Fungi 2. Version 16.10.2022. UNITE Community. <https://doi.org/10.15156/BIO/2483916>

Abdollahzadeh, J., Groenewald, J.Z., Coetsee, M.P.A., Wingfield, M.J., Crous, P.W. (2020). Evolution of lifestyles in Capnodiales. *Studies in Mycology*, 95(1), 381-414. <https://doi.org/10.1016/j.simyco.2020.02.004>

Agarwal, M.K., Swanson, M.C., Reed, C.E., Yunginger, J.W. (1984). Airborne ragweed allergens: association with various particle sizes and short ragweed plant parts. *Journal of allergy and clinical immunology*, 74(5), 687-693.

Aguilera, A., Cortés, J. L., Delgado, C., Aguilar, Y., Aguilar, D., Cejudo, R., Quintana, P., Goguitchaichvili, A., Bautista, F. (2022). Heavy metal contamination (Cu, Pb, Zn, Fe, and Mn) in urban dust and its possible ecological and human health risk in Mexican cities. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 854460. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.854460>

Akbari, M.Z., Thepnuan, D., Wiriya, W., Janta, R., Punsompong, P., Hemwan, P., Charoenpanyanet, A., Chantara, S. (2021). Emission factors of metals bound with PM<sub>2.5</sub> and ashes from biomass burning simulated in an open-system combustion chamber for estimation of open burning emissions. *Atmospheric Pollution Research*, 12(3), 13-24. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2021.01.012>

Al Salameen, F., Habibi, N., Uddin, S., Al Mataqi, K., Kumar, V., Al Doaj, B., Al Amad, S., Al Ali, E., Shirshikhar, F. (2020). Spatio-temporal variations in bacterial and fungal community associated with dust aerosol in Kuwait. *PloS one*, 15(11), e0241283. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0241283>

Almaguer, M., Díaz, L., Fernández-González, M., Salas, S. (2021). Assessment of airborne *Curvularia* propagules in the atmosphere of Havana, Cuba. *Aerobiologia*, 37(1), 53-69. <https://doi.org/10.1007/s10453-020-09674-4>

Almaguer, M., Rojas-Flores, T.I., Rodríguez-Rajo, F.J., Aira, M.J. (2014). Airborne basidiospores of *Coprinus* and *Ganoderma* in a Caribbean region. *Aerobiologia*, 30, 197-204. <https://doi.org/10.1007/s10453-013-9318-y>

Almaguer-Chaves, M., Aira, M.J., Rojas, T.I., Fernández-González, M., Rodríguez-Rajo, F.J. (2018). New findings of airborne fungal spores in the atmosphere of Havana, Cuba, using aerobiological non-viable methodology. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 25(2), 349-359.

Alrahmany, D., Omar, A.F., Harb, G., El Nekidy, W.S., Ghazi, I.M. (2021). *Acinetobacter baumannii* infections in hospitalized patients, treatment outcomes. *Antibiotics*, 10(6), 630. <https://doi.org/10.3390/antibiotics10060630>

Altomare, C., Tringovska, I., 2011. Beneficial Soil Microorganisms, an Ecological Alternative for Soil Fertility Management, in: Lichtfouse, E. (Eds.) *Genetics, Biofuels and Local Farming Systems, Sustainable Agriculture Reviews*, Springer, Dordrecht, 7, 161–214. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-1521-9\\_6](https://doi.org/10.1007/978-94-007-1521-9_6)

Alvarado, C.S., Gibbs, S.G., Gandara, A., Flores, C., Hurd, W.W., Green, C.F. (2012). The Potential for Community Exposures to Pathogens From an Urban Dairy. *Journal of Environmental Health*, 74(7): 22-29.

Amann, R.L., Ludwig, W., Schleifer, K.H. (1995). Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation. *Microbiol Rev.*, 59:143-169.

Amato, P., Mathonat, F., Nuñez-López, L., Péguilhan, R., Bourhane, Z., Rossi, F., Vyskocil, J., Joly, M., Erens, B. (2023). The aeromicrobiome: the selective and dynamic outer-layer of the Earth's microbiome. *Front Microbiol.*, 14, 1186847. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1186847>

Andersen, B., Frisvad, J.C., Søndergaard, I., Rasmussen, I.S., Larsen, L.S. (2011). Associations between Fungal Species and Water-Damaged Building Material. *Applied and Environmental Microbiology*, 77: 4180-4188. <https://doi.org/10.1128/AEM.02513-10>

Andersen, B., Hollensted, M. (2008). Metabolite production by different *Ulocladium* species. *International Journal of Food Microbiology*, 126, 172-179. <https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2008.05.036>

Andersen, K.B., Engberg, R.M., Skov, J. (2022). A new tool for air sample-based surveillance of *Campylobacter* and *Salmonella* in poultry flocks. *Journal of Applied Poultry Research*, 31(2), 100236. <https://doi.org/10.1016/j.japr.2022.100236>

Anderson, K.A., Downing, J. A. (2006). Dry and wet atmospheric deposition of nitrogen, phosphorus and silicon in an agricultural region. *Water, Air, and Soil Pollution*, 176, 351-374. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9172-4>

Anderson, N., Strader, R., Davidson, C. (2003). Airborne reduced nitrogen: ammonia emissions from agriculture and other sources. *Environment International*, 29(2-3), 277-286.

Andrade, A., Aguilera, A., Gallego-pos, Á., Aguilar, Y., Quintana, P., Bautista, F. (2023). Heavy metals in urban dust inside and outside homes during the Covid-

---

19 pandemic in Mérida, Yucatán, México. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 16, 2337–2349. <https://doi.org/10.1007/s11869-023-01410-4>

Andreae, M.O., Ferek, R.J., Bermond, F., Byrd, K.P., Engstrom, R.T., Hardin, S., Houmère, P.D. LeMarrec, F., Raemdonck, H., Chatfield, R.B. (1985). Dimethyl sulfide in the marine atmosphere. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 90(D7), 12891-12900. <https://doi.org/10.1029/JD090iD07p12891>

Andreani, N.A., Carraro, L., Martino, M.E., Fondi, M., Fasolato, L., Miotto, G., Magro, M., Vianello, F., Cardazzo, B. (2015). A genomic and transcriptomic approach to investigate the blue pigment phenotype in *Pseudomonas fluorescens*. *Int. J. Food Microbiol.*, 213, 88–98.

Andreote, F.D., Jiménez, D.J., Chaves, D., Dias, A.C.F., Luvizotto, D.M., Dini-Andreote, F., Fasanella C. C., Lopez M.V., Baena, S., Taketani, R.G., de Melo, I. S. (2012). The microbiome of Brazilian mangrove sediments as revealed by metagenomics. *PloS one*, 7(6), e38600. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038600>

Annous, B.A., Smith, J.L., Fratamico, P.M., Solomon, E.B. (2009). Biofilms in fresh fruit and vegetables. *Biofilms in the Food and Beverage Industries*, 517–535. <https://doi.org/10.1533/9781845697167.4.517>

Arsene, C., Mihalopoulos, N., Olariu, R.I., Duncianu, M. (2006). Atmospheric Wet Deposition Monitoring in Iasi, Romania. In: Barnes, I., Rudzinski, K.J. (eds.) *Environmental Simulation Chambers: Application to Atmospheric Chemical Processes. Nato Science Series: IV: Earth and Environmental Science*, 62. Springer, Dordrecht. [https://doi.org/10.1007/1-4020-4232-9\\_31](https://doi.org/10.1007/1-4020-4232-9_31)

Artaxo, P., Martins, J. V., Yamasoe, M. A., Procópio, A. S., Pauliquevis, T. M., Andreae, M. O., Guyon, P., Gatti, L. V., Cordova, L. A. M. (2002). Physical and chemical properties of aerosols in the wet and dry seasons in Rondônia, Amazonia. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 107(D20), LBA-49. <https://doi.org/10.1029/2001JD000666>

Asaf, S., Numan, M., Khan, A. L., Al-Harrasi, A. (2020). *Sphingomonas*: from diversity and genomics to functional role in environmental remediation and plant growth. *Critical Reviews in Biotechnology*, 40(2), 138-152. <https://doi.org/10.1080/07388551.2019.1709793>

Asmat, T.M., Khan, A. (2020). Campylobacter-Review on its Significance as a Foodborne Pathogen. *Pak-Euro Journal of Medical and Life Sciences*, 3(3), 131-137. <https://doi.org/10.31580/pjmls.v3i3.1621>

Ataygul, E., Celenk, S., Canitez, Y., Bicakci, A., Malyer, H., Sapan, N. (2007). Allergenic fungal spore concentrations in the atmosphere of Bursa, Turkey. *Journal of Biological and Environmental Sciences*. 1(2), 73-79.

---

Athanasopoulou, E., Protonotariou, A., Papangelis, G., Tombrou, M., Mihalopoulos, N., Gerasopoulos, E. (2016). Long-range transport of Saharan dust and chemical transformations over the Eastern Mediterranean. *Atmospheric environment*, 140, 592-604. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.06.041>

Báez Flores, M.E., Gaxiola Medina, P., Díaz Camacho, S.P., Uribe Beltrán, M.J., De la Cruz Otero, M.C., Osuna Ramírez, I., Tiznado Hernández, M.E. (2014). Fungal spore concentrations in indoor and outdoor air in university libraries, and their variations in response to changes in meteorological variables. *International Journal of Environmental Health Research*, 24, 320-340. <https://doi.org/10.1080/09603123.2013.835029>

Bai, H., He, L.Y., Wu, D.L., Gao, F.Z., Zhang, M., Zou, H.Y., Yao, M.S., Ying, G.G. (2022). Spread of airborne antibiotic resistance from animal farms to the environment: dispersal pattern and exposure risk. *Environment International*, 158, 106927. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106927>

Baker-Austin, C., Oliver, J.D., Alam, M., Ali, A., Waldor, M.K. Qadri F., Martinez-Urtaza J. (2018). *Vibrio* spp. infections. *Nat Rev Dis Primers*, 4, 1–19. <https://doi.org/10.1038/s41572-018-0005-8>

Banchi, E., Pallavicini, A., Muggia, L. (2020). Relevance of plant and fungal DNA metabarcoding in aerobiology. *Aerobiologia*, 36, 9-23. <https://doi.org/10.1007/s10453-019-09574-2>

Banerjee, S., Schlaeppli, K., van der Heijden, M. G. (2018). Keystone taxa as drivers of microbiome structure and functioning. *Nature Reviews Microbiology*, 16(9), 567-576. <https://doi.org/10.1038/s41579-018-0024-1>

Barbour, E.K., Hajj, Z.G., Hamadeh, S., Shaib, H.A., Farran, M.T., Araj, G., Faroon, O., Barbour, K.E., Jirjis, F., Azhar, E., Kumosani, T., Harakeh, S. (2012). Comparison of phenotypic and virulence genes characteristics in human and chicken isolates of *Proteus mirabilis*. *Pathogens and global health*, 106(6), 352-357. <https://doi.org/10.1179/2047773212Y.0000000042>

Bassetti, M., Vena, A., Croxatto, A., Righi, E., Guery, B. (2018). How to manage *Pseudomonas aeruginosa* infections. *Drugs in context*, 7, 212527. <https://doi.org/10.7573/dic.212527>

Bautista-Zúñiga, F., Jiménez-Osornio, J., Navarro-Alberto, J., Manu, A., Lozano, R. (2003). Microrelieve y color del suelo como propiedades de diagnóstico en Leptosoles cársticos. *Terra Latinoamericana*, 21(1), 1-11.

Bayraktar, H., Turalioglu, F.S. 2005. Composition of wet and bulk deposition in Erzurum, Turkey. *Chemosphere*, 59, 1537–1546. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.02.013>

- 
- Beggs, P.J., Clot, B., Sofiev, M., Johnston, F.H. (2023). Climate change, airborne allergens, and three translational mitigation approaches. *EBioMedicine*, 93, 104478. <https://doi.org/10.1016/j.ebiom.2023.104478>
- Behzad, H., Gojobori, T., Mineta, K. (2015). Challenges and opportunities of airborne metagenomics. *Genome biology and evolution*, 7(5), 1216-1226. <https://doi.org/10.1093/gbe/evv064>
- Bennett, J.W. (2010). An overview of the genus *Aspergillus*. in: Machida, M., Gomi, K., (Eds.), *Aspergillus: Molecular Biology and Genomics*. *Caiser Academic Press*, Portland, pp. 1–17.
- Bensch, K., Braun, U., Groenewald, J.Z., Crous, P.W. (2012). The genus *Cladosporium*. *Studies in mycology*, 72, 1-401. <https://doi.org/10.3114/sim0003>
- Benson, R.F., Fields, B.S. (1998). Classification of the genus *Legionella*. *Seminars in respiratory infections*, 13(2), 90-99.
- Berendsen, R.L., Pieterse, C.M., Bakker, P.A. (2012). The rhizosphere microbiome and plant health. *Trends in plant science*, 17(8), 478-486. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2012.04.001>
- Bergström, A. K., Jansson, M. (2006). Atmospheric nitrogen deposition has caused nitrogen enrichment and eutrophication of lakes in the northern hemisphere. *Global Change Biology*, 12(4), 635-643. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01129.x>
- Bermúdez, C.S.E., Troyo, A. (2018). A review of the genus *Rickettsia* in Central America. *Research and reports in tropical medicine*, 103-112. <https://doi.org/10.2147/RRTM.S160951>
- Blatny, J.M., Ho, J., Skogan, G., Fykse, E.M., Aarskaug, T., Waagen, V. (2011). Airborne *Legionella* bacteria from pulp waste treatment plant: aerosol particles characterized as aggregates and their potential hazard. *Aerobiologia*, 27, 147-162. <https://doi.org/10.1007/s10453-010-9184-9>
- Blatny, J.M., Reif, B.A.P., Skogan, G., Andreassen, O., Høiby, E.A., Ask, E., Waagen, V., Aanonsen, D., Aaberge, I.S., Caugant, D. A. (2008). Tracking airborne *Legionella* and *Legionella pneumophila* at a biological treatment plant. *Environmental science & technology*, 42(19), 7360-7367. <https://doi.org/10.1021/es800306m>
- Blatny, J.M., Reif, B.A.P., Skogan, G., Andreassen, O., Høiby, E.A., Ask, E., Waagen, V., Aanonsen, D., Aaberge, I.S., Caugant, D. A. (2008). Tracking airborne *Legionella* and *Legionella pneumophila* at a biological treatment plant. *Environmental science & technology*, 42(19), 7360-7367.
-

---

Bobbink, R., Roelofs, J.G.M., Verstraten, J.M. (1997). Effects of atmospheric deposition on non-forest ecosystems in the Netherlands. *Studies in Environmental Science*, 69, 129-158. [https://doi.org/10.1016/S0166-1116\(97\)80097-0](https://doi.org/10.1016/S0166-1116(97)80097-0)

Bolyen, E., Rideout, J.R., Dillon, M.R., Bokulich, N.A., Abnet, C.C., Al-Ghalith, G.A., Alexander, H., Alm, E.J., Arumugam, M., Asnicar, F., Bai, Y., Bisanz, J.E., Bittinger, K., Brejnrod, A., Brislawn, C.J., Brown, C.T., Callahan, B.J., Caraballo-Rodríguez, A.M., Chase, J., Cope, E.K., Da Silva, R., Diener, C., Dorrestein, P.C., Douglas, G.M., Durall, D.M., Duvallet, C., Edwardson, C.F., Ernst, M., Estaki, M., Fouquier, J., Gauglitz, J.M., Gibbons, S.M., Gibson, D.L., Gonzalez, A., Gorlick, K., Guo, J., Hillmann, B., Holmes, S., Holste, H., Huttenhower, C., Huttley, G.A., Janssen, S., Jarmusch, A.K., Jiang, L., Kaehler, B.D., Kang, K.B., Keefe, C.R., Keim, P., Kelley, S.T., Knights, D., Koester, I., Kosciulek, T., Kreps, J., Langille, M.G.I., Lee, J., Ley, R., Liu, Y.X., Lofffield, E., Lozupone, C., Maher, M., Marotz, C., Martin, B.D., McDonald, D., McIver, L.J., Melnik, A.V., Metcalf, J.L., Morgan, S.C., Morton, J.T., Naimey, A.T., Navas-Molina, J.A., Nothias, L.F., Orchanian, S.B., Pearson, T., Peoples, S.L., Petras, D., Preuss, M.L., Priesse, E., Rasmussen, L.B., Rivers, A., Robeson, M.S., Rosenthal, P., Segata, N., Shaffer, M., Shiffer, A., Sinha, R., Song, S.J., Spear, J.R., Swafford, A.D., Thompson, L.R., Torres, P.J., Trinh, P., Tripathi, A., Turnbaugh, P.J., Ull-Hasan, S., van der Hoof, J.J.J., Vargas, F., Vázquez-Baeza, Y., Vogtmann, E., von Hippel, M., Walters, W., Wan, Y., Wang, M., Warren, J., Weber, K.C., Williamson, C.H.D., Willis, A.D., Xu, Z.Z., Zaneveld, J.R., Zhang, Y., Zhu, Q., Knight, R., Caporaso, J.G. (2019). Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. *Nature Biotechnology*, 37, 852–857. <https://doi.org/10.1038/s41587-019-0209-9>

Boose, E., Foster, D.R., Barker Plotkin, A., Hall, B. (2003). Geographical and historical variation in hurricanes across the Yucatán Peninsula. In: Gómez-Pompa, A., Allen, M.F., Feddick, S.L., Jiménez-Osornio, J.J. (Eds.), *The lowland Maya area*. Haworth. New York, NY, EEUU, pp. 495-516.

Bowers, R.M., Clements, N., Emerson, J.B., Wiedinmyer, C., Hannigan, M.P., Fierer, N. (2013). Seasonal variability in bacterial and fungal diversity of the near-surface atmosphere. *Environmental science & technology*, 47(21), 12097-12106. <https://doi.org/10.1021/es402970s>

Bozlaker, A., Prospero, J.M., Price, J., Chellam, S. (2018). Linking Barbados mineral dust aerosols to North African sources using elemental composition and radiogenic Sr, Nd, and Pb isotope signatures. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 123(2), 1384-1400. <https://doi.org/10.1002/2017JD027505>

Bremner, J.M. (1996) Nitrogen-total. In: Sparks, D.L. (ed.), *Methods of Soil Analysis: Part 3. Chemical Methods*. Agronomy Monograph. American Society of Agronomy-Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 1085–1121.



- 
- Brenner, D.J., Farmer III, J.J. (2015). Family I. Enterobacteriaceae. In: Brenner, D.J., Krieg, N.R., Staley, J.T., Garrity, G.M., Boone, D.R., Vos, P., Goodfellow, M., Rainey, F.A. Schleifer, K.-H. (eds.), *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*, 2nd edition, vol. 2, New York, NY: Springer, pp. 587–607. <https://doi.org/10.1002/9781118960608.fbm00222>
- Burge, H.A. (1985). Fungus allergens. *Clinical Reviews Allergy*, 3(3), 319-329.
- Burge, H.A., Rogers, C.A. (2000). Outdoor allergens. *Environmental Health Perspectives*, 108(4), 653-659.
- Burns, R.C., Hardy, R.W. (1975). Nitrogen fixation in bacteria and higher plants. New York, NY, Springer.
- Burt, P.J., Rutter, J., Gonzales, H. (1997). Short-distance wind dispersal of the fungal pathogens causing Sigatoka diseases in banana and plantain. *Plant pathology*, 46(4), 451-458.
- Buseck, P.R., Schwartz, S.E. (2003). Tropospheric aerosols. *TrGeo*, 4, 347.
- Cabadas, H. V., Solleiro, E., Sedov, S., Pi, T., Alcalá, J. R. (2010). The complex genesis of red soils in Peninsula de Yucatan, Mexico: mineralogical, micromorphological and geochemical proxies. *Eurasian soil science*, 43, 1439-1457. <https://doi.org/10.1134/S1064229310130041>
- Calderón, C., Lacey, J., McCartney, A., Rosas, I. (1997). Influence of urban climate upon distribution of airborne Deuteromycete spore concentrations in Mexico City. *International Journal of Biometeorology*, 40, 71-80. <https://doi.org/10.1007/s004840050021>
- Calderón, C., Lacey, J., McCartney, H. A., Rosas, I. (1995). Seasonal and diurnal variation of airborne basidiomycete spore concentrations in Mexico City. *Grana*, 34(4), 260-268.
- Calderón-Ezquerro, M.C., Guerrero-Guerra, C., Martínez-López, B., Fuentes-Rojas, F., Téllez-Unzueta, F., López-Espinoza, E.D., Calderón-Segura, M.E., Martínez-Arroyo, A., Trigo-Pérez, M.M. (2016). First airborne pollen calendar for Mexico City and its relationship with bioclimatic factors. *Aerobiologia*, 32, 225-244. <https://doi.org/10.1007/s10453-015-9392-4>
- Calderón-Ezquerro, M.C., Serrano-Silva, N., Brunner-Mendoza, C. (2020). Metagenomic characterization of bioaerosols during the dry season in Mexico City. *Aerobiologia*, 36, 493-505. <https://doi.org/10.1007/s10453-020-09649-5>
- Calderón-Ezquerro, M.C., Serrano-Silva, N., Brunner-Mendoza, C. (2021). Aerobiological study of bacterial and fungal community composition in the atmosphere of Mexico City throughout an annual cycle. *Environmental Pollution*, 278, 116858. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116858>
-

---

Calderón-Ezquerro, M.D.C., Gómez-Acata, E.S., Brunner-Mendoza, C. (2022). Airborne bacteria associated with particulate matter from a highly urbanised metropolis: A potential risk to the population's health. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 16, 120. <https://doi.org/10.1007/s11783-022-1552-5>

Callahan, B.J., McMurdie, P.J., Rosen, M.J., Han, A.W., Johnson, A.J.A., Holmes, S.P. (2016). DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature methods*, 13(7), 581-583. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3869>

Cappelli, E.A., Ksiezarek, M., Wolf, J., Neumann-Schaal, M., Ribeiro, T.G., Peixe, L. (2023). Expanding the bacterial diversity of the female urinary microbiome: description of eight new *Corynebacterium* species. *Microorganisms*, 11(2), 388. <https://doi.org/10.3390/microorganisms11020388>

Cappitelli, F., Cattò, C., Villa, F. (2020). The control of cultural heritage microbial deterioration. *Microorganisms*, 8(10), 1542. <https://doi.org/10.3390/microorganisms8101542>

Carmarán, C.C., Novas, M.V., 2003. A review of Spegazzini taxa of *Periconia* and *Sporocybe* after over 115 years. *Fungal Diversity*, 14, 67-76.

Case, R.J., Boucher, Y., Dahllöf, I., Holmström, C., Doolittle, W.F., Kjelleberg, S. (2007). Use of 16S rRNA and rpoB genes as molecular markers for microbial ecology studies. *Appl. Environ. Microbiol.*, 73(1), 278-288. <https://doi.org/10.1128/AEM.01177-06>

Cerón-Bretón, R., Cerón-Bretón, J., Muriel-García, M., Lara-Severino, R., Rangel-Marrón, M., Ramírez-Lara, E., López-Jiménez, D., Rodríguez-Guzmán, A., Uc-Chi, M. (2018). Mapping of the atmospheric deposition of sulfur and nitrogen during the dry season 2016 in the Metropolitan zone of Merida, Yucatan, Mexico. *AIP Conference Proceedings*, 1982, 020021. <https://doi.org/10.1063/1.5045427>

Cha, S., Srinivasan, S., Jang, J. H., Lee, D., Lim, S., Kim, K. S., Jheong, W., Lee, D., Park, E., Chung, H., Choe, J., Kim, M. Seo, T. (2017). Metagenomic analysis of airborne bacterial community and diversity in Seoul, Korea, during December 2014, Asian dust event. *PloS one*, 12(1), e0170693. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0170693>

Chaparro, J.M., Sheflin, A.M., Manter, D.K., Vivanco, J.M. (2012). Manipulating the soil microbiome to increase soil health and plant fertility. *Biology and Fertility of Soils*, 48(5), 489-499. <https://doi.org/10.1007/s00374-012-0691-4>

Chatoutsidou, S.E., Saridaki, A., Raisi, L., Katsivela, E., Stathopoulou, P., Tsiamis, G., Voulgarakis, A., Lazaridis, M. (2023). Variations, seasonal shifts and ambient conditions affecting airborne microorganisms

---

and particles at a southeastern Mediterranean site. *Science of The Total Environment*, 892, 164797. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164797>

Chen, J., Xing, X.K., Zhang, L.C., Xing, Y.M., Guo, S.X. (2012). Identification of *Hortaea werneckii* isolated from mangrove plant *Aegiceras comiculatum* based on morphology and rDNA sequences. *Mycopathologia*, 174, 457-466. <https://doi.org/10.1007/s11046-012-9568-1>

Chen, Q., Hou, L.W., Duan, W.J., Crous, P.W., Cai, L. (2017). Didymellaceae revisited. *Studies in mycology*, 87(1), 105-159. <https://doi.org/10.1016/j.simyco.2017.06.002>

Chen, X., Kumari, D., Achal, V. (2020). A review on airborne microbes: the characteristics of sources, pathogenicity and geography. *Atmosphere*, 11(9), 919. <https://doi.org/10.3390/atmos11090919>

Chenery, S.R., Sarkar, S.K., Chatterjee, M., Marriott, A. L., Watts, M.J. (2020). Heavy metals in urban road dusts from Kolkata and Bengaluru, India: implications for human health. *Environmental Geochemistry and Health*, 42, 2627-2643. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00467-4>

Cheng, Y., Yu, Q.Q., Liu, J.M., Du, Z.Y., Liang, L.L., Geng, G.N., Zheng, B., Ma, W., Qi, H., Zhang, Q., He, K. B. (2021). Strong biomass burning contribution to ambient aerosol during heating season in a megacity in Northeast China: Effectiveness of agricultural fire bans? *Science of the Total Environment*, 754, 142144. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142144>

Chinivasagam, H.N., Tran, T., Maddock, L., Gale, A., Blackall, P.J. (2009). Mechanically ventilated broiler sheds: a possible source of aerosolized *Salmonella*, *Campylobacter*, and *Escherichia coli*. *Applied and environmental microbiology*, 75(23), 7417-7425. <https://doi.org/10.1128/AEM.01380-09>

Chinivasagam, H.N., Tran, T., Maddock, L., Gale, A., Blackall, P.J. (2009). Mechanically ventilated broiler sheds: a possible source of aerosolized *Salmonella*, *Campylobacter*, and *Escherichia coli*. *Applied and environmental microbiology*, 75(23), 7417-7425. <https://doi.org/10.1128/AEM.01380-09>

Chirino, Y.I., Sánchez-Pérez, Y., Osornio-Vargas, Á.R., Rosas, I., García-Cuellar, C.M. (2015). Sampling and composition of airborne particulate matter (PM<sub>10</sub>) from two locations of Mexico City. *Data in Brief*, 4, 353-356. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2015.06.017>

Chiwa, M., Enoki, T., Higashi, N., Kumagai, T. O., & Otsuki, K. (2013). The increased contribution of atmospheric nitrogen deposition to nitrogen cycling in a rural forested area of Kyushu, Japan. *Water, Air, & Soil Pollution*, 224, 1-8. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1763-2>

---

CINVESTAV (Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN) (2023). Estación climatológica Mérida. Tiempo Actual en Mérida Yucatán. [https://www.mda.cinvestav.mx/weather/Current\\_Vantage\\_Pro.htm](https://www.mda.cinvestav.mx/weather/Current_Vantage_Pro.htm) (accessed 15 April 2024).

Cizmecioglu, S.C., Muezzinoglu, A. (2008). Solubility of deposited airborne heavy metals. *Atmospheric Research*, 89(4), 396-404. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2008.03.012>

Cobo-Vidal, Y., Angarica-Baró, E., Martín-Gutiérrez, G., Serrano-Gutiérrez, A., Rodríguez-Fajardo, A. (2024). Mineralogía y química de las arcillas en suelos Pardos y Vertisoles del Oriente de Cuba. *Ingeniería Agrícola*, 14(2).

Colston, J.M., Zaitchik, B. F., Badr, H.S., Burnett, E., Ali, S.A., Rayamajhi, A., Satter, S.M., Eibach, D., Krumkamp, R., May, J., Chilengi, R., Howard, L.M., Sow, S.O., Jahangir Hossain, M., Saha, D., Nisar, M.I., Zaidi, A.K.M., Kanungo, S., Mandomando, I., Faruque, A.S.G., Kotloff, K.L., Levine, M.M. Breiman, R.F., Omore, R., Page, N., Platts-Mills, J.A., Ashorn, U., Fan, Y.M., Sunder Shrestha, P., Ahmed, T., Mduma, E., Penatero Yori, P., Bhutta, Z., Bessong, P., Olortegui, M.P. Lima, A.A.M., Kang, G., Humphrey, J., Prendergast, A.J., Ntozini, R., Okada, K., Wongboot, W., Gaensbauer, J., Melgar, M.T., Pelkonen, T., Freitas, C.M., Kosek, M.N. (2022). Associations between eight earth observation-derived climate variables and enteropathogen infection: an independent participant data meta-analysis of surveillance studies with broad spectrum nucleic acid diagnostics. *Geohealth*, 6(1), e2021GH000452. <https://doi.org/10.1029/2021GH000452>

Colwell, R.R. (1997). Microbial diversity: the importance of exploration and conservation. *Journal of industrial microbiology & biotechnology*, 18(5), 302.

Cordero, J.M., Núñez, A., García, A.M., Borge, R. (2021). Assessment and statistical modelling of airborne microorganisms in Madrid. *Environmental Pollution*, 269, 116124. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116124>

Córdoba, F., Ramirez-Romero, C., Cabrera, D., Raga, G.B., Miranda, J., Alvarez-Ospina, H., Rosas, D., Figueroa, B., Kim, J.S., Yakobi-Hancock, J., Amador, T., Gutierrez, W., Garcia, M., Bertram, A.K., Baumgardner, D., Ladino, L.A. (2020). Measurement report: Ice nucleating abilities of biomass burning, African dust, and sea spray aerosol particles over the Yucatan Peninsula. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, 21(6), 4453–4470. <https://doi.org/10.5194/acp-2020-783>

Corte, L., Roscini, L., Colabella, C., Tascini, C., Leonildi, A., Sozio, E., Menichetti, F., Merelli, M., Scarparo, C., Meyer, W., Cardinali, G., Bassetti, M. (2016). Exploring ecological modelling to investigate factors governing the colonization success in nosocomial environment of *Candida albicans* and other pathogenic yeasts. *Scientific Reports*, 6(1), 26860. <https://doi.org/10.1038/srep26860>

---

Crous, P.W., Schoch, C.L., Hyde, K.D., Wood, A.R., Gueidan, C., De Hoog, G.S., Groenewald, J.Z. (2009). Phylogenetic lineages in the Capnodiales. *Studies in mycology*, 64(1), 17-47. <https://doi.org/10.3114/sim.2009.64.02>

Czachura, P., Owczarek-Kościelniak, M., Piątek, M. (2021). *Salinomyces polonicus*: A moderately halophilic kin of the most extremely halotolerant fungus *Hortaea werneckii*. *Fungal biology*, 125(6), 459-468. <https://doi.org/10.1016/j.funbio.2021.01.003>

Czigány, S., Pirkhoffer, E., Geresdi, I. (2010). Impact of extreme rainfall and soil moisture on flash flood generation. *Quarterly Journal of the Hungarian Meteorological Service*, 114(1-2), 79-100.

Das, R. (2012), Saharan dust transport and tropical dry forests in the Yucatan peninsula: Vegetation structure, atmospheric P inputs and soil development in a tropical karst landscape, PhD dissertation, University of Virginia, 143 pp.

Das, R., Evan, A., Lawrence, D. (2013). Contributions of long-distance dust transport to atmospheric P inputs in the Yucatan Peninsula. *Global Biogeochemical Cycles*, 27(1), 167-175. <https://doi.org/10.1029/2012GB004420>

Davidson, C.I., Phalen, R.F., Solomon, P.A. (2005). Airborne Particulate Matter and Human Health: A Review. *Aerosol Science and Technology*, 39, 737-749. <https://doi.org/10.1080/02786820500191348>

de Gannes, V., Eudoxie, G., Bekele, I., Hickey, W.J. (2015). Relations of microbiome characteristics to edaphic properties of tropical soils from Trinidad. *Frontiers in microbiology*, 6, 1045. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.01045>

de Llanos Frutos, R., Fernández-Espinar, M.T., Querol, A. (2004). Identification of species of the genus *Candida* by analysis of the 5.8 S rRNA gene and the two ribosomal internal transcribed spacers. *Antonie van Leeuwenhoek*, 85, 175-185. <https://doi.org/10.1023/B:ANTO.0000020154.56649.0f>

Del Frari, G., Ferreira, R. B. (2021). Microbial blends: terminology overview and introduction of the neologism “Skopobiota”. *Frontiers in Microbiology*, 12, 659592. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.659592>

Denissen, J.K., Reyneke, B., Waso, M., Khan, S., Khan, W. (2021). Human pathogenic bacteria detected in rainwater: risk assessment and correlation to microbial source tracking markers and traditional indicators. *Frontiers in microbiology*, 12, 659784. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.659784>

Deusdará, K.R.L., Forti, M.C., Borma, L.S., Menezes, R.S.C., Lima, J.R.S., Ometto, J.P.H.B. (2017). Rainwater chemistry and bulk atmospheric deposition in a tropical semiarid ecosystem: the Brazilian Caatinga. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 74, 71-85. <https://doi.org/10.1007/s10874-016-9341-9>

---

Diario Oficial de la Federación (2021). Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua. Secretaría de Gobernación. Disponible: [https://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5650705&fecha=02/05/2022#gsc.tab=0](https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5650705&fecha=02/05/2022#gsc.tab=0)

Dillon, C.F., Dillon, M.B. (2021). Multiscale airborne infectious disease transmission. *Applied and Environmental Microbiology*, 87(4), e02314-20. <https://doi.org/10.1128/AEM.02314-20>

DOF (Diario Oficial de la Federación). (2022). NORMA Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua. Secretaría de Gobernación. [https://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5650705&fecha=02/05/2022#gsc.tab=0](https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5650705&fecha=02/05/2022#gsc.tab=0) (consultado: 14 de mayo de 2024).

DOF (Diario Oficial de la Federación). (2024). NORMA Oficial Mexicana NOM-172-SEMARNAT-2023, Lineamientos para la obtención y comunicación del índice de calidad del aire y riesgos a la salud. Secretaría de Gobernación. [https://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5715154&fecha=25/01/2024#gsc.tab=0](https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5715154&fecha=25/01/2024#gsc.tab=0) (consultado: 07 de julio de 2024).

Dong, C., Wang, L., Li, Q., Shang, Q. (2021). Epiphytic and endophytic fungal communities of tomato plants. *Horticultural Plant Journal*, 7(1), 38-48. <https://doi.org/10.1016/j.hpj.2020.09.002>

Doron, S., Gorbach, S. L. (2008). Bacterial infections: overview. *International Encyclopedia of Public Health*, PMC7149789, 273–282. <https://doi.org/10.1016/B978-012373960-5.00596-7>

Du, E., de Vries, W., Galloway, J. N., Hu, X., Fang, J. (2014). Changes in wet nitrogen deposition in the United States between 1985 and 2012. *Environmental Research Letters*, 9(9), 095004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/9/095004>

Du, P.X., Tian, H., Han, Y.M. (2004). Concept, research content and method of urban dust. *Geology of Shaanxi*, 22(1), 73-79. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122276>

Duce, R.A., Liss, P.S., Merrill, T., Atlas, E.L., Buat-Menard, P., Hicks, B.B., Miller, J.M., Prospero, J.M., Arimoto, R., Church, T.M., Ellis, W., Galloway, J.N., Hansen, L., Jickells, T.D., Knap, A.H., Reinhardt, K.H., Schneider, B., Soudine, A., Tokos, J.J., Tsunogai, S., Wollast, R., Zhou, M. (1991). The atmospheric input of trace species to the world ocean. *Glob. Biogeochem. Cycles*, 5, 193–259.

Engelstaedter, S., Tegen, I., Washington, R. (2006). North African dust emissions and transport. *Earth-Science Reviews*, 79(1-2), 73-100. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2006.06.004>

- Estrada-Medina, H., Cobos-Gasca, V., Acosta-Rodríguez, J.L., Peña Fierro, S., Castilla-Martínez, M., Castillo-Carrillo, C., Franco-Brito, S., López-Castillo, D., López-Díaz, M., Luna-Flores, W., Maldonado-Repetto, A., Álvarez-Rivera, O., Cámara-Romero, J.L., Morales-Guadarrama, A., Moreno-Arjona, A.M., Pérez-Niño, B., Rodríguez-Lara, P., Zapata-Luna, R.L. (2016). La sequía de la península de Yucatán. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(5), 151-165.
- Estrada-Medina, H., Jiménez-Osornio, J. J., Álvarez-Rivera, O., Barrientos-Medina, R. C. (2019). El karst de Yucatán: su origen, morfología y biología. *Acta universitaria*, 29, 1-14.
- Fan, C., Li, Y., Liu, P., Mu, F., Xie, Z., Lu, R., Qi, Y., Wang, B., Jin, C. (2019). Characteristics of airborne opportunistic pathogenic bacteria during autumn and winter in Xi'an, China. *Science of the total environment*, 672, 834-845. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.412>
- Fang, Z., Guo, W., Zhang, J., Lou, X. (2018). Influence of heat events on the composition of airborne bacterial communities in urban ecosystems. *International journal of environmental research and public health*, 15(10), 2295. <https://doi.org/10.3390/ijerph15102295>
- Farmer, J.J., Farmer, M.K., Holmes, B. (2010) The Enterobacteriaceae: general characteristics. In: Borriello, S.P., Murray, P.R., Funke, G. (eds.), *Microbiology and Microbial Infections*, 10th ed., John Wiley & Sons: Chichester, UK, 2, pp. 1317–1359
- Feng, H., Liu, Y. (2015). Combined effects of precipitation and air temperature on soil moisture in different land covers in a humid basin. *Journal of Hydrology*, 531, 1129-1140. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.11.016>
- Ferm, M. (1998). Atmospheric ammonia and ammonium transport in Europe and critical loads: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51, 5-17.
- Fernández-Gracia, M.D., Elizondo-Zertuche, M., Orué, N., Treviño-Rangel, R.D.J., Rodríguez-Sánchez, I.P., Adame-Rodríguez, J.M., Zapata-Morín, P.A., Robledo-Leal, E. (2023). Culturable Airborne Fungi in Downtown Monterrey (Mexico) and Their Correlation with Air Pollution over a 12-Month Period. *Atmosphere*, 14, 983. <https://doi.org/10.3390/atmos14060983>
- Fernstrom, A., Goldblatt, M. (2013). Aerobiology and its role in the transmission of infectious diseases. *Journal of pathogens*, 2013, 493960. <https://doi.org/10.1155/2013/493960>
- Fiegel, J., Clarke, R., Edwards, D.A. (2006). Airborne infectious disease and the suppression of pulmonary bioaerosols. *Drug discovery today*, 11(1-2), 51-57. [https://doi.org/10.1016/S1359-6446\(05\)03687-1](https://doi.org/10.1016/S1359-6446(05)03687-1)
- Fierro, M. (2000). Particulate matter. *Air Info Now*, 1-11.

---

Fischer, C., Lark, M., Metzger, J. C., Wutzler, T., Hildebrandt, A. (2021). How do spatial throughfall patterns reflect in soil moisture patterns?. *EGU General Assembly Conference Abstracts*, EGU21-10350. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu21-10350>

Fitobór, K., Quant, B. (2021). Is the microfiltration process suitable as a method of removing suspended solids from rainwater? *Resources*, 10(3), 21. <https://doi.org/10.3390/resources10030021>

Fitz-Gibbon, S., Tomida, S., Chiu, B.H., Nguyen, L., Du, C., Liu, M., Elashoff, D., Erfe, M.C., Loncaric, A., Kim, J., Modlin, R.L., Miller, J.F., Sodergren, E., Craft, N., Weinstock, G.M., Li, H. (2013). *Propionibacterium acnes* strain populations in the human skin microbiome associated with acne. *Journal of investigative dermatology*, 133(9), 2152-2160. <https://doi.org/10.1038/jid.2013.21>

Flies, E.J., Clarke, L.J., Brook, B.W., Jones, P. (2020). Urbanisation reduces the abundance and diversity of airborne microbes-but what does that mean for our health? A systematic review. *Science of the Total Environment*, 738, 140337. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140337>

Flores-Tena, F.J., Guerrero-Barrera, A.L., Avelar-González, F.J., Ramírez-López, E.M., Martínez-Saldaña, M.C. (2007). Pathogenic and opportunistic Gram-negative bacteria in soil, leachate and air in San Nicolás landfill at Aguascalientes, Mexico. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 49, 24-29.

Fonseca-Salazar, M.A., Sosa-Echeverría, R., Alarcón-Jiménez, A.L., Sánchez-Álvarez, P. (2023). Chemical Composition of Wet Atmospheric Deposition in a Natural Urban Reserve, Conservation of Green Urban Areas: a Mexico City Case Study. *Water, Air, & Soil Pollution*, 234(8), 514. <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06502-6>

Formenti, P., Elbert, W., Maenhaut, W., Haywood, J., Andreae, M.O. (2003). Chemical composition of mineral dust aerosol during the Saharan Dust Experiment (SHADE) airborne campaign in the Cape Verde region, September 2000. *Journal of geophysical research: Atmospheres*, 108(D18). <https://doi.org/10.1029/2002JD002648>

Fors, R. O., Patreze, C. M., Louro Berbara, R. L., Carbone Carneiro, M. A., Saggin-Júnior, O. J. (2020). Dark septate endophytic fungi associated with sugarcane plants cultivated in São Paulo, Brazil. *Diversity*, 12(9), 351. <https://doi.org/10.3390/d12090351>

Foster, T. (1996). *Staphylococcus*. In: Baron, S. (ed.), *Medical Microbiology*, 4th edition. Galveston, TX: University of Texas Medical Branch at Galveston. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK8448/> (accessed 15 April 2024).



- 
- Fragola, M., Perrone, M.R., Alifano, P., Talà, A., Romano, S. (2021). Seasonal variability of the airborne eukaryotic community structure at a coastal site of the central mediterranean. *Toxins*, 13(8), 518. <https://doi.org/10.3390/toxins13080518>
- Friedli, H.R., Atlas, E., Stroud, V.R., Giovanni, L., Campos, T., Radke, L.F. (2001). Volatile organic trace gases emitted from North American wildfires. *Global Biogeochemical Cycles*, 15(2), 435–452. <https://doi.org/10.1029/2000GB001328>
- Friesen, T.L., Faris, J.D., Solomon, P.S., Oliver, R.P. (2008). Host-specific toxins: effectors of necrotrophic pathogenicity. *Cellular microbiology*, 10(7), 1421-1428. <https://doi.org/10.1111/j.1462-5822.2008.01153.x>
- Fu, X., Li, Y., Yuan, Q., Cai, G.H., Deng, Y., Zhang, X., Norbäck, D., Sun, Y. (2020). Continental-scale microbiome study reveals different environmental characteristics determining microbial richness, composition, and quantity in hotel rooms. *Msystems*, 5(3), 10-1128. <https://doi.org/10.1128/msystems.00119-20>
- Fusco, V., Quero, G.M., Cho, G.S., Kabisch, J., Meske, D., Neve, H., Bockelmann, W., Franz, C.M. (2015). The genus *Weissella*: taxonomy, ecology and biotechnological potential. *Frontiers in microbiology*, 6, 155. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.00155>
- Gao, J.F., Fan, X. Y., Li, H. Y., Pan, K L. (2017). Airborne bacterial communities of PM<sub>2.5</sub> in Beijing-Tianjin-Hebei megalopolis, China as revealed by Illumina MiSeq sequencing: a case study. *Aerosol and Air Quality Research*, 17(3), 788-798. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2016.02.0087>
- García, E. (1973) Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen; Universidad Nacional Autónoma de México, México City, México, 205 p.
- García, E. (2003). Distribución de la precipitación en la República Mexicana. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía UNAM*, 50, 67–76.
- García-Mena, J., Murugesan, S., Pérez-Muñoz, A.A., García-Espitia, M., Maya, O., Jacinto-Montiel, M., Monsalvo-Ponce, G., Piña-Escobedo, A., Domínguez-Malfavón, L., Gómez-Ramírez, M., Cervantes-González, E., Núñez-Cardona, M.T. (2016). Airborne Bacterial Diversity from the Low Atmosphere of Greater Mexico City. *Microbial Ecology*, 72, 70-84. <https://doi.org/10.1007/s00248-016-0747-3>
- Gardes, M., Bruns, T.D. (1993). ITS primers with enhanced specificity for basidiomycetes-application to the identification of mycorrhizae and rusts. *Molecular ecology*, 2(2), 113-118.
- Gaylarde, C.C., Morton, L.G. (1999). Deteriogenic biofilms on buildings and their control: a review. *Biofouling*, 14(1), 59-74.
-

- 
- Gené, J., Mercado-Sierra, Á., Guarro, J. (2000). *Dactylaria cazorlii* and *Hansfordia catalonica*, two new hyphomycetes from litter in Spain. *Mycological Research*, 104(11), 1404-1407. <https://doi.org/10.1017/S0953756200002690>
- Genitsaris, S., Stefanidou, N., Katsiapi, M., Kormas, K. A., Sommer, U., Moustaka-Gouni, M. (2017). Variability of airborne bacteria in an urban Mediterranean area (Thessaloniki, Greece). *Atmospheric Environment*, 157, 101-110. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.03.018>
- Gilbert, J. A., Dupont, C. L. (2011). Microbial metagenomics: beyond the genome. *Annu. Rev. Marine. Sci.*, 3, 347-371. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-120709-142811>
- Ginn, O., Lowry, S., Brown, J. (2022). A systematic review of enteric pathogens and antibiotic resistance genes in outdoor urban aerosols. *Environmental Research*, 212, 113097. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113097>
- González-Delgado, A., Shukla, M.K., DuBois, D.W., Flores-Márgez, J.P., Hernández-Escamilla, J.A., Olivas, E. (2017). Microbial and size characterization of airborne particulate matter collected on sticky tapes along US–Mexico border. *Journal of Environmental Sciences*, 53, 207-216. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2015.10.037>
- Görs, S., Schumann, R., Häubner, N., Karsten, U. (2007). Fungal and algal biomass in biofilms on artificial surfaces quantified by ergosterol and chlorophyll a as biomarkers. *International biodeterioration & biodegradation*, 60(1), 50-59. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2006.10.003>
- Goudie, A.S., Middleton, N.J. (2001). Saharan dust storms: nature and consequences. *Earth-Science Reviews*, 56(1–4), 179–204. [https://doi.org/10.1016/S0012-8252\(01\)00067-8](https://doi.org/10.1016/S0012-8252(01)00067-8)
- Green, P. N., Ardley, J. K. (2018). Review of the genus *Methylobacterium* and closely related organisms: a proposal that some *Methylobacterium* species be reclassified into a new genus, *Methylorubrum* gen. nov. *International journal of systematic and evolutionary microbiology*, 68(9), 2727-2748. <https://doi.org/10.1099/ijsem.0.002856>
- Green, P.N. (2015). The genus *Methylobacterium*. In: Whitman, W.B.; Rainey, F.; Kämpfer, P.; Trujillo, M.; Chun, J.; DeVos, P.; Hedlund, B.; Dedysh, S.; Nedashkovskaya, O. (eds.), *Bergey's Manual of Systematics of Archaea and Bacteria*. John Wiley & Sons, Ltd.: Chichester, UK, pp. 1–8. <https://doi.org/10.1002/9781118960608.gbm00830>
- Grider, A., Ponette-González, A., Heindel, R. (2023). Calcium and ammonium now control the pH of wet and bulk deposition in Ohio, US. *Atmospheric Environment*, 310, 119986. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.119986>
-

- 
- Griffin, D.W. (2007). Atmospheric movement of microorganisms in clouds of desert dust and implications for human health. *Clinical microbiology reviews*, 20(3), 459-477. <https://doi.org/10.1128/cmr.00039-06>
- Griffiths, W.D., De Cosemo, G.A.L. (1994). The assessment of bioaerosols: a critical review. *Journal of Aerosol Science*, 25(8), 1425-1458.
- Grimshaw, H. J., Dolske, D. A. (2002). Rainfall concentrations and wet atmospheric deposition of phosphorus and other constituents in Florida, USA. *Water, Air, and Soil Pollution*, 137, 117-140. <https://doi.org/10.1023/A:1015505624739>
- Grinn-Gofroń, A., Nowosad, J., Bosiacka, B., Camacho, I., Pashley, C., Belmonte, J., De Linares, C., Ianovici, N., Maya Manzano, J.M., Sadyś, M., Skjøth, C., Rodinkova, V., Tormo-Molina, R., Vokou, D., Fernández-Rodríguez, S., Damialis, A. (2019). Airborne *Alternaria* and *Cladosporium* fungal spores in Europe: Forecasting possibilities and relationships with meteorological parameters. *Science of the Total Environment*, 653, 938-946. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.419>
- Grinshpun, S., Buttner, M., Mainelis, G., Willeke, K. (2016). Sampling for airborne microorganisms. In: Yates, M.V., Nakatsu, C.H., Miller, R.V., Pillai, S.D. (eds.), *Manual of environmental microbiology*, 4th ed. ASM Press, Washington, DC. <https://doi.org/10.1128/9781555818821.ch3.2.2>
- Grydaki, N., Colbeck, I., Mendes, L., Eleftheriadis, K., Whitby, C. (2021). Bioaerosols in the Athens Metro: Metagenetic insights into the PM<sub>10</sub> microbiome in a naturally ventilated subway station. *Environment International*, 146, 106186. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106186>
- Grythe, H., Ström, J., Krejci, R., Quinn, P., Stohl, A. (2014). A review of sea-spray aerosol source functions using a large global set of sea salt aerosol concentration measurements. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14(3), 1277-1297. <https://doi.org/10.5194/acp-14-1277-2014>
- Guerzoni, S., Chester, R., Dulac, F., Herut, B., Loje-Pilot, M. D., Measures, C., Migon, C., Molinaroli, E., Moulin, C., Rossini, P., Saydam, C., Soudine, A., Ziveri, P. (1999). The role of atmospheric deposition in the biogeochemistry of the Mediterranean Sea. *Progress in Oceanography*, 44(1-3), 147-190. [https://doi.org/10.1016/S0079-6611\(99\)00024-5](https://doi.org/10.1016/S0079-6611(99)00024-5)
- Guo, L. C., Zhang, Y., Lin, H., Zeng, W., Liu, T., Xiao, J., Rutherford, S., You, J., Ma, W. (2016). The washout effects of rainfall on atmospheric particulate pollution in two Chinese cities. *Environmental pollution*, 215, 195-202. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.003>
- Gupta, R., Singh, B.P., Sridhara, S., Gaur, S.N., Kumar, R., Chaudhary, V.K., Arora, N. (2002). Allergenic cross-reactivity of *Curvularia lunata* with other airborne fungal species. *Allergy*, 57(7), 636-640. <https://doi.org/10.1034/j.1398-9995.2002.03331.x>
-

---

Gusareva, E.S., Acerbi, E., Lau, K.J., Luhung, I., Premkrishnan, B.N., Kolundžija, Rikky, S., Purbojati, W., Wong, A., Houghton, J.N.I., Miller, D., Heinle, C.E., Clare, M.E., Vettath, V.K., Kee, C., Lim, S.B.Y., Phung, W.J., Kushwaha, K.K., Nee, A.P., Putra, A., Panicker, D., Hwee, Y.Z., Lohar, S.R., Kuwata, M.K., Kim, H. L., Yang, L., Drautz-Moses, D.I., Junqueira, A.C.M., Schuster, S.C. (2019). Microbial communities in the tropical air ecosystem follow a precise diel cycle. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(46), 23299-23308. <https://doi.org/10.1073/pnas.1908493116>

Gusareva, E.S., Gaultier, N.P., Premkrishnan, B.N.V., Kee, C., Lim, S.B.Y., Heinle, C.E., Purbojati, R.W., Nee, A.P., Lohar, S.R., Yanqing, K., Kharkov, V.N, Drautz-Moses, D.I., Stepanov, V.A., Schuster, S.C. (2020). Taxonomic composition and seasonal dynamics of the air microbiome in West Siberia. *Scientific Reports*, 10(1), 21515. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-78604-8>

Hamilton, A. L., Kamm, M. A., Ng, S. C., & Morrison, M. (2018). *Proteus* spp. as putative gastrointestinal pathogens. *Clinical microbiology reviews*, 31(3), 10-1128. <https://doi.org/10.1128/cmr.00085-17>

Hammer, Ø., Harper, D.A., Ryan, P.D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontología electronica*, 4(1), 1-9.

Hammes, W.P., Vogel, R.F. (1995). The genus *Lactobacillus*. In: Wood, B.J.B., Holzapfel, W.H. (eds.), *The Genera of Lactic Acid Bacteria*. Blackie Academic and Professional, London, UK, pp. 19–54. [https://doi.org/10.1007/978-1-4615-5817-0\\_3](https://doi.org/10.1007/978-1-4615-5817-0_3)

Hao, Y., Guo, Z., Yang, Z., Fang, M., Feng, J. (2007). Seasonal variations and sources of various elements in the atmospheric aerosols in Qingdao, China. *Atmospheric Research*, 85(1), 27-37. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2006.11.001>

Haridas, S., Albert, R., Binder, M., Bloem, J., LaButti, K., Salamov, A., Andreopoulos, B., Baker, S.E., Barry, K., Bills, G., Bluhm, B.H., Cannon, C., Castanera, R., Culley, D.E., Daum, C., Ezra, D., Gonzalez, J.B., Henrissat, B., Kuo, A., Liang, C., Lipzen, A., Lutzoni, F., Magnuson, J., Mondo, S.J., Nolan, M., Ohm, R.A., Pangilinan, J., Park, H.-J., Ramírez, L., Alfaro, M., Sun, H., Tritt, A., Yoshinaga, Y., Zwiars, L.-H., Turgeon, B.G., Goodwin, S.B., Spatafora, J.W., Crous, P.W., Grigoriev, I.V. (2020). 101 Dothideomycetes genomes: a test case for predicting lifestyles and emergence of pathogens. *Studies in mycology*, 96(1), 141-153. <https://doi.org/10.1016/j.simyco.2020.01.003>

Hartman, K., Van Der Heijden, M.G., Wittwer, R.A., Banerjee, S., Walser, J.C., Schlaeppli, K. (2018). Cropping practices manipulate abundance patterns of root and soil microbiome members paving the way to smart farming. *Microbiome*, 6(1), 14. <https://doi.org/10.1186/s40168-017-0389-9>

---

Hedayati, M.T., Pasqualotto, A C., Warn, P.A., Bowyer, P., & Denning, D.W. (2007). *Aspergillus flavus*: human pathogen, allergen and mycotoxin producer. *Microbiology*, 153(6), 1677-1692. <https://doi.org/10.1099/mic.0.2007/007641-0>

Hermanson, M.H., Isaksson, E., Hann, R., Teixeira, C., Muir, D. C. (2020). Atmospheric deposition of organochlorine pesticides and industrial compounds to seasonal surface snow at four glacier sites on Svalbard, 2013–2014. *Environmental science & technology*, 54(15), 9265-9273. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c01537>

Hernández-Castillo, O., Múgica-Álvarez, V., Castañeda-Briones, M.T., Murcia, J.M., García-Franco, F., Falcón Briseño, Y. (2014). Aerobiological study in the Mexico City subway system. *Aerobiologia*, 30, 357-367. <https://doi.org/10.1007/s10453-014-9334-6>

Herrera, L.K., Videla, H.A. (2004). The importance of atmospheric effects on biodeterioration of cultural heritage constructional materials. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 54(2-3), 125-134. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2004.06.002>

Hirsch, P.R., Mauchline, T.H., Clark, I.M. (2010). Culture-independent molecular techniques for soil microbial ecology. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(6), 878-887. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.02.019>

Hodshire, A.L., Bian, Q., Ramnarine, E., Lonsdale, C.R., Alvarado, M.J., Kreidenweis, S.M., Jathar, S.H., Pierce, J.R. (2019). More than emissions and chemistry: Fire size, dilution, and background aerosol also greatly influence near-field biomass burning aerosol aging. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 124(10), 5589-5611. <https://doi.org/10.1029/2018JD029674>

Holland, M. A. (1997). *Methylobacterium* and plants. *Rec Res Dev Plant Physiol.*, 1, 207-213.

Holt, P., Thomas, W. (2005). Sensitization to airborne environmental allergens: unresolved issues. *Nat Immunol* 6, 957–960. <https://doi.org/10.1038/ni1005-957>

Horner WE, Helbling A, Salvaggio JE, Lehrer SB. 1995. Fungal allergens. *Clinical Microbiology Reviews* 8: 161-179. <https://doi.org/10.1128/cmr.8.2.161>

Hosford, R. (1975). *Phoma glomerata*, a new pathogen of wheat and triticales. *Phytopathology*, 65, 1236-1239.

Hossain, M.A., Ahmed, M.S., Ghannoum, M.A. (2004). Attributes of *Stachybotrys chartarum* and its association with human disease. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 113(2), 200-208. <https://doi.org/10.1016/j.jaci.2003.12.018>

---

Hosuru Subramanya, S., Thapa, S., Dwedi, S.K., Gokhale, S., Sathian, B., Nayak, N., Bairy, I. (2016). *Streptococcus pneumoniae* and *Haemophilus* species colonization in health care workers: the launch of invasive infections? *BMC research notes*, 9, 1-6.

Hou, D., O'Connor, D., Igalavithana, A.D., Alessi, D. S., Luo, J., Tsang, D.C., Sparks, D.L., Yamauchi, Y., Rinklebe, J., Ok, Y.S. (2020). Metal contamination and bioremediation of agricultural soils for food safety and sustainability. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(7), 366-381. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0061-y>

Hou, L., Hernández-Restrepo, M., Groenewald, J.Z., Cai, L., Crous, P.W. (2020). Citizen science project reveals high diversity in Didymellaceae (Pleosporales, Dothideomycetes). *MycKeys*, 65, 49-99, PMC7078340, 32206025. <https://doi.org/10.3897/mycokeys.65.47704>

Houghton, J., Ding, Y., Griggs, D.J., Nogue, M., van der Linden, P.J., Dai, X., Maskell, K., Johnson, C.A., 2001. *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Cambridge University Press, New York.

Hovmøller, M.S., Thach, T., Justesen, A.F. (2023). Global dispersal and diversity of rust fungi in the context of plant health. *Current Opinion in Microbiology*, 71, 102243. <https://doi.org/10.1016/j.mib.2022.102243>

Howard, A., O'Donoghue, M., Feeney, A., Sleator, R.D. (2012). *Acinetobacter baumannii*: an emerging opportunistic pathogen. *Virulence*, 3(3), 243-250. <https://doi.org/10.4161/viru.19700>

Hsieh, T.C., Ma, K.H., Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1451-1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>

Hugenholtz, P., Tyson, G.W. (2008). Metagenomics. *Nature*, 455(7212), 481-483. <https://doi.org/10.1038/455481a>

Hurtado, L., Rodríguez, G., López, J., Castillo, J.E., Molina, L., Zavala, M., Quintana, P.J.E. (2014). Characterization of atmospheric bioaerosols at 9 sites in Tijuana, Mexico. *Atmospheric Environment*, 96, 430-436. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.07.018>

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática) (2010). Compendio de información geográfica municipal 2010, Mérida, Yucatán. [https://www.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos\\_geograficos/31/31050.pdf](https://www.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/31/31050.pdf)

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática) Censo de Población y Vivienda 2020, (2020). Disponible en: <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/> (accessed 15 April 2024).

---

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática), 2023. Climatological Normals by State, Yucatán. <https://smn.conagua.gob.mx/es/informacion-climatologica-por-estado?estado=yuc> (accessed 15 April 2024).

Innocente, E., Squizzato, S., Visin, F., Facca, C., Rampazzo, G., Bertolini, V., Gandolfi, I., Franzetti, A., Ambrosini, R., Bestetti, G. (2017). Influence of seasonality, air mass origin and particulate matter chemical composition on airborne bacterial community structure in the Po Valley, Italy. *Science of the Total Environment*, 593, 677-687. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.199>

IPCC (2007). Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A.(eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp.

Janda, J.M., Abbott, S.L. (2021). The Changing Face of the Family Enterobacteriaceae (Order: "Enterobacterales"): New Members, Taxonomic Issues, Geographic Expansion, and New Diseases and Disease Syndromes. *Clinical Microbiology Reviews*, 34, PMID: 33627443; PMCID: PMC8262773. <https://doi.org/10.1128/CMR.00174-20>

Jang, G.I., Hwang, C.Y., Cho, B.C. (2018). Effects of heavy rainfall on the composition of airborne bacterial communities. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 12, 1-10. <https://doi.org/10.1007/s11783-018-1008-0>

Janson, C., Asbjornsdottir, H., Birgisdottir, A., Sigurjonsdottir, R.B., Gunnbjörnsdottir, M., Gislason, D., Isleifur Olafsson M.D., Cook, E., Jögi, R., Gislason, T., Thjodleifsson, B., Thjodleifsson, B. (2007). The effect of infectious burden on the prevalence of atopy and respiratory allergies in Iceland, Estonia, and Sweden. *Journal of allergy and clinical immunology*, 120(3), 673-679. <https://doi.org/10.1016/j.jaci.2007.05.003>

Jaradat, Q., Momani, K., Jiries, A., El-Alali, A., Batarseh, M., Sabri, T., Al-Momani, I. (1999). Chemical composition of urban wet deposition in Amman, Jordan. *Water, Air, & Soil Pollution*, 112, 55–65. <https://doi.org/10.1023/A:1005086616451>

Jayarathne, A., Egodawatta, P., Ayoko, G. A., Goonetilleke, A. (2018). Assessment of ecological and human health risks of metals in urban road dust based on geochemical fractionation and potential bioavailability. *Science of the Total Environment*, 635(1), 1609-1619. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.098>

Jorgensen, R.A., Cluster, P.D. (1988). Modes and tempos in the evolution of nuclear ribosomal DNA: new characters for evolutionary studies and new markers for genetic and population studies. *Annals of the missouri botanical garden*, 75(4), 1238-1247. <https://doi.org/10.2307/2399282>

- 
- Justo, A., Miettinen, O., Floudas, D., Ortiz-Santana, B., Sjökvist, E., Lindner, D., Nakasone, K., Niemelä, T., Larsson, K.-H., Ryvarde, L., Hibbett, D.S. (2017). A revised family-level classification of the Polyporales (Basidiomycota). *Fungal biology*, 121(9), 798-824. <https://doi.org/10.1016/j.funbio.2017.05.010>
- Kalam, S., Basu, A., Ahmad, I., Sayyed, R.Z., El-Enshasy, H.A., Dailin, D. J., Suriani, N.L. (2020). Recent understanding of soil *acidobacteria* and their ecological significance: a critical review. *Frontiers in Microbiology*, 11, 580024. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.580024>
- Kalwasińska, A., Burkowska, A. (2013). Municipal landfill sites as sources of microorganisms potentially pathogenic to humans. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 15(5), 1078-1086. <https://doi.org/10.1039/C3EM30728J>
- Kanaujia, R., Gupta, S., Kaur, H., Kindo, A.J., Shetty, A., Marak, R., Rammohan, R., Singla, N., Capoor, M., Balajee, G., Gopal, L., Rastogi, V., Karuna, T., Hemashettar, B., Harkuni, S., Harkuni, S. (2022). P213 *Lasiodiplodia theobromae*: an emerging human pathogen. *Medical Mycology*, 60(1), myac072P213. <https://doi.org/10.1093/mmy/myac072.P213>
- Kaneyasu, N., Ohta, S., Murao, N. (1995). Seasonal variation in the chemical composition of atmospheric aerosols and gaseous species in Sapporo, Japan. *Atmospheric Environment*, 29(13), 1559-1568. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(94\)00356-P](https://doi.org/10.1016/1352-2310(94)00356-P)
- Kaper, J.B., Nataro, J.P., Mobley, H.L. (2004). Pathogenic *Escherichia coli*. *Nature reviews microbiology*, 2(2), 123-140. <https://doi.org/10.1038/nrmicro818>
- Karanasiou, A., Moreno, N., Moreno, T., Viana, M., de Leeuw, F., Querol, X. (2012). Health effects from Sahara dust episodes in Europe: literature review and research gaps. *Environment international*, 47, 107-114. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.06.012>
- Karanasiou, A., Moreno, N., Moreno, T., Viana, M., de Leeuw, F., Querol, X. (2012). Health effects from Sahara dust episodes in Europe: literature review and research gaps. *Environment international*, 47, 107-114. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.06.012>
- Karlsson, E., Johansson, A.M., Ahlinder, J., Lundkvist, M.J., Singh, N.J., Brodin, T., Forsman, M., Stenberg, P. (2020). Airborne microbial biodiversity and seasonality in Northern and Southern Sweden. *PeerJ*, 8, e8424. <https://doi.org/10.7717/peerj.8424>
- Karmakar, P., Das, U., Das, P., Saha, A.K. (2020). Airborne fungal spore concentration in some selected indoor and outdoor sites: Threats of respiratory problems. *Tropical Plant Research*, 7(1), 94-100. <https://doi.org/10.22271/tpr.2020.v7.i1.013>
-



- 
- Karwowska, E. (2005). Microbiological Air Contamination in Farming Environment. *Polish Journal of Environmental Studies*, 14(4), 445-449.
- Kasprzyk, I., Worek, M. (2006). Airborne fungal spores in urban and rural environments in Poland. *Aerobiologia*, 22, 169-176. <https://doi.org/10.1007/s10453-006-9029-8>
- Katz, S. M., Habib, W. A., Hammel, J. M., & Nash, P. (1982). Lack of airborne spread of infection by *Legionella pneumophila* among guinea pigs. *Infection and Immunity*, 38(2), 620-622.
- Kaur, J., Jhamaria, C. (2021). Urban air pollution and human health: a review. *Current World Environment*, 16(2), 362-377. <http://dx.doi.org/10.12944/CWE.16.2.04>
- Keessen, E.C., Donswijk, C.J., Hol, S.P., Hermanus, C., Kuijper, E. J., Lipman, L.J.A. (2011). Aerial dissemination of *Clostridium difficile* on a pig farm and its environment. *Environmental Research*, 111(8), 1027-1032. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2011.09.014>
- Keresztesi, Á., Birsan, M.V., Nita, I. A., Bodor, Z., Szép, R. (2019). Assessing the neutralisation, wet deposition and source contributions of the precipitation chemistry over Europe during 2000–2017. *Environmental Sciences Europe*, 31(1), 1-15. <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0234-9>
- Kharangate-Lad, A. (2015). Bacteria Adhered to Particulate Matter and Their Role in Plant Litter Mineralization. In: Borkar, S. (ed.) *Bioprospects of Coastal Eubacteria*. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-12910-5\\_11](https://doi.org/10.1007/978-3-319-12910-5_11)
- Khunnamwong, P., Lertwattanasakul, N., Jindamorakot, S., Limtong, S., & Lachance, M. A. (2015). Description of *Diutina* gen. nov., *Diutina siamensis*, fa sp. nov., and reassignment of *Candida catenulata*, *Candida mesorugosa*, *Candida neorugosa*, *Candida pseudorugosa*, *Candida ranongensis*, *Candida rugosa* and *Candida scorzettiae* to the genus *Diutina*. *International journal of systematic and evolutionary microbiology*, 65(Pt\_12), 4701-4709. <https://doi.org/10.1099/ijsem.0.000634>
- Kilic, M., Altunoglu, M.K., Akdogan, G.E., Akpınar, S., Taskın, E., Erkal, A.H. (2020). Airborne fungal spore relationships with meteorological parameters and skin prick test results in Elazığ, Turkey. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 18, 1271-1280. <https://doi.org/10.1007/s40201-020-00545-1>
- Kim, J., Sudbery, P. (2011). *Candida albicans*, a major human fungal pathogen. *The journal of microbiology*, 49, 171-177. <https://doi.org/10.1007/s12275-011-1064-7>
-

- 
- Klein, M., Fischer, E.K. (2019). Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany. *Science of the Total Environment*, 685, 96-103. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.405>
- Knight, D.R., Elliott, B., Chang, B. J., Perkins, T.T., Riley, T.V. (2015). Diversity and evolution in the genome of *Clostridium difficile*. *Clinical microbiology reviews*, 28(3), 721-741. <https://doi.org/10.1128/CMR.00127-14>
- Kopáček, J., Prochazkova, L., Hejzlar, J., Blažka, P. (1997). Trends and seasonal patterns of bulk deposition of nutrients in the Czech Republic. *Atmospheric Environment*, 31(6), 797-808. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(96\)00261-0](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(96)00261-0)
- Kozajda, A., Ježak, K., Kapsa, A. (2019). Airborne *Staphylococcus aureus* in different environments—a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 34741-34753. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06557-1>
- Krueger, B.J., Grassian, V.H., Cowin, J.P., Laskin, A. (2004). Heterogeneous chemistry of individual mineral dust particles from different dust source regions: the importance of particle mineralogy. *Atmospheric Environment*, 38(36), 6253-6261. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.07.010>
- Kruys, Å., Eriksson, O.E., Wedin, M. (2006). Phylogenetic relationships of coprophilous Pleosporales (Dothideomycetes, Ascomycota), and the classification of some bitunicate taxa of unknown position. *Mycological research*, 110(5), 527-536. <https://doi.org/10.1016/j.mycres.2006.03.002>
- Krzyściak, W., Pluskwa, K.K., Jurczak, A., Kościelniak, D. (2013). The pathogenicity of the *Streptococcus* genus. *European Journal of Clinical Microbiology & Infectious Diseases*, 32, 1361-1376. <https://doi.org/10.1007/s10096-013-1914-9>
- Kumar, M., Tomar, R.S., Lade, H., Paul, D. (2016). Methylotrophic bacteria in sustainable agriculture. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 32, 120. <https://doi.org/10.1007/s11274-016-2074-8>
- Kuo, S. (1996). Phosphorous. In: Sparks, D.L. (ed.), *Methods of Soil Analysis: Part 3. Chemical Methods*. Agronomy Monograph. American Society of Agronomy-Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 869–920.
- Kurup, V.P. (2003). Fungal allergens. *Current Allergy and Asthma Reports* 3, 416-423. <https://doi.org/10.1007/s11882-003-0078-6>

- 
- Kuzmanović, N., Fagorzi, C., Mengoni, A., Lassalle, F., Dicenzo, G.C. (2022). Taxonomy of Rhizobiaceae revisited: proposal of a new framework for genus delimitation. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 72(3), 005243. <https://doi.org/10.1099/ijsem.0.005243>
- Kuźmiński, A., Przybyszewski, M., Graczyk, M., Żbikowska-Gotz, M., Socha, E., Bartuzi, Z. (2012). Composition of inflammatory infiltrate in the gastric mucosa of patients with food and airborne allergies. *Medical and Biological Sciences*, 26(2), 89-94. <https://doi.org/10.12775/4074>
- Ladino, L.A., Raga, G.B., Alvarez-Ospina, H., Andino-Enríquez, M.A., Rosas, I., Martínez, L., Salinas, E., Miranda, J., Ramírez-Díaz, Z., Figueroa, B., Chou, C., Bertram, A.K., Quintana, E.T., Maldonado, L.A., García-Reynoso, A., Si, M., Irish, V.E. (2018). The Importance of Biological Particles to the Ice Nucleating Particle Concentration in a Coastal Tropical Site. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 2018, 1–26. <https://doi.org/10.5194/acp-2018-1215>
- Lai, C.C., Chen, S.Y., Yen, M.Y., Lee, P.I., Ko, W.C., Hsueh, P. R. (2021). The impact of COVID-19 preventative measures on airborne/droplet-transmitted infectious diseases in Taiwan. *Journal of Infection*, 82(3), e30-e31. <https://doi.org/10.1016/j.jinf.2020.11.029>
- Lalucat, J., Gomila, M., Mulet, M., Zaruma, A., García-Valdés, E. (2022). Past, present and future of the boundaries of the *Pseudomonas* genus: proposal of *Stutzerimonas* gen. nov. *Systematic and applied microbiology*, 45(1), 126289. <https://doi.org/10.1016/j.syapm.2021.126289>
- Landing, W.M., Paytan, A. (2010). Marine chemistry special issue: Aerosol chemistry and impacts on the ocean. *Marine Chemistry*, 120(1), 1-3. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2010.04.001>
- Le Roy, E., Walters, W.W., Joyce, E.E., Hastings, M.G. (2021). Sources of ammonium in seasonal wet deposition at a coastal New England city. *Atmospheric Environment*, 260, 118557. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118557>
- Ledeboer, N.A., Doern, G.V. (2011). *Haemophilus*. In: Versalovic, J., Carroll, K.C., Jorgensen, J.H., Funke, G., Landry, M.L., Warnock, D.W. (eds.) *Manual of clinical microbiology*, 10th ed, ASM Press, Washington, DC, pp. 588–602. <https://doi.org/10.1128/9781555817381.ch36>
- Lee, B.K., Hong, S.H., Lee, D.S. (2000). Chemical composition of precipitation and wet deposition of major ions on the Korean peninsula. *Atmospheric Environment*, 34(4), 563-575. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00225-3](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00225-3)
- Lee, J.Y., Park, E.H., Lee, S., Ko, G., Honda, Y., Hashizume, M., Deng, F., Yi, S. M., Kim, H. (2017). Airborne bacterial communities in three east asian cities of China, South Korea, and Japan. *Scientific reports*, 7(1), 5545. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-05862-4>
-

- 
- Lee, P.K., Choi, B.Y., Kang, M.J. (2015). Assessment of mobility and bio-availability of heavy metals in dry depositions of Asian dust and implications for environmental risk. *Chemosphere*, 119, 1411-1421. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.10.028>
- Lehmann, J., Schroth, G. (2003). Nutrient leaching. In: Schroth, G., Sinclair, E.L. (eds.) *Trees, crops, and soil fertility: concepts and research methods*. Wallingford, UK: CAB International, pp. 151–166. <https://doi.org/10.1079/9780851995939.0151>
- Levine, J.S., Cofer III, W.R., Cahoon Jr, D.R., Winstead, E.L. (1995). A driver for global change. *Environmental Science & Technology*, 29(3), 120A-125A. <https://doi.org/10.1021/es00003a746>
- Lewis, J.E., Thompson, P., Rao, B.V., Kalavati, C., Rajanna, B. (2006). Human bacteria in street vended fruit juices: A case study of Visakhapatnam city, India. *Internet Journal of Food Safety*, 8(1), 35-38.
- Li, H., Zhou, X.Y., Yang, X.R., Zhu, Y.G., Hong, Y.W., Su, J.Q. (2019). Spatial and seasonal variation of the airborne microbiome in a rapidly developing city of China. *Science of the Total Environment*, 665, 61-68. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.367>
- Li, H., Zhou, X.Y., Yang, X.R., Zhu, Y.G., Hong, Y.W., Su, J.Q. (2019) Spatial and seasonal variation of the airborne microbiome in a rapidly developing city of China. *Science of the Total Environment*, 665, 61-68. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.367>
- Li, Y., Liu, B., Chen, J., Yue, X. (2022). Carbon–nitrogen–sulfur-related microbial taxa and genes maintained the stability of microbial communities in coals. *ACS Omega*, 7(26), 22671-22681. <https://doi.org/10.1021/acsomega.2c02126>
- Liebl, W. (2005). *Corynebacterium* Taxonomy. In: *Handbook of Corynebacterium glutamicum*. Eggeling, L., Bott, M. (eds.) Taylor, Florida, USA, pp: 9-36.
- Lis, D.O., Górný, R.L. (2013). *Haemophilus influenzae* as an airborne contamination in child day care centers. *American journal of infection control*, 41(5), 438-442. <https://doi.org/10.1016/j.ajic.2012.05.023>
- Liu, H., Hu, Z., Zhou, M., Hu, J., Yao, X., Zhang, H., Li, Z., Lou, L., Xi, C., Qian, H., Li, C., Xu, X., Zheng, P., Hu, B. (2019). The distribution variance of airborne microorganisms in urban and rural environments. *Environmental Pollution*, 247, 898-906. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.090>
- Liu, H., Zhang, X., Zhang, H., Yao, X., Zhou, M., Wang, J., He, Z., Zhang, H., Lou, L., Mao, W., Zheng, P., Hu, B. (2018a). Effect of air pollution on the total bacteria and pathogenic bacteria in different sizes of particulate matter. *Environmental pollution*, 233, 483-493. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.070>
-

- 
- Liu, J.K., Luo, Z.L., Liu, N.G., Cheewangkoon, R., To-Anun, C. (2018b). Two novel species of *Paradictyoarthrinium* from decaying wood. *Phytotaxa*, 338(3), 285-293. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.338.3.6>
- Liu, X. (2016). Focus: Microbiome: Microbiome. *The Yale Journal of Biology and Medicine*, 89(3), 275.
- Liu, Y., Deng, G., Liu, H., Chen, P., Pan, Y., Chen, L., Chen, H., Zhang, G. (2024). Seasonal variations of airborne microbial diversity in waste transfer stations and preventive effect on *Streptococcus pneumoniae* induced pulmonary inflammation. *Science of The Total Environment*, 912, 168888. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168888>
- Liu, Z., Zhu, H., Wu, M., Li, Y., Cao, H., Rong, R. (2022) Seasonal dynamics of airborne culturable fungi and its year-round diversity monitoring in Dahuting Han Dynasty Tomb of China. *Science of The Total Environment*, 838(1), 155990. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155990>
- Locey, K.J., Fisk, M.C., Lennon, J.T. (2017). Microscale insight into microbial seed banks. *Front Microbiol*, 7:2040. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.02040>
- Locey, K.J., Lennon, J.T. (2016). Scaling laws predict global microbial diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(21), 5970-5975. <https://doi.org/10.1073/pnas.1521291113>
- Lombard, L., Van der Merwe, N.A., Groenewald, J.Z., Crous, P.W. (2015). Generic concepts in Nectriaceae. *Studies in Mycology*, 80(1), 189-245. <https://doi.org/10.1016/j.simyco.2014.12.002>
- Lovett, G.M. (1994). Atmospheric deposition of nutrients and pollutants in North America: an ecological perspective. *Ecological Applications*, 4(4), 629-650. <https://doi.org/10.2307/1941997>
- Luciano, J.R. (1977). Air and Surface Sampling. In *Air Contamination Control in Hospitals*. Springer, Boston, MA, pp. 97-117.
- Lücking, R., Barrie, F.R., Genney, D. (2014). *Dictyonema coppinsii*, a new name for the European species known as *Dictyonema interruptum* (Basidiomycota: Agaricales: Hygrophoraceae), with a validation of its photobiont *Rhizonema* (Cyanoprokaryota: Nostocales: Rhizonemataceae). *Lichenologist*, 46(3), 261–267. <https://doi.org/10.1017/S0024282913000352>
- Luo, X., Bing, H., Luo, Z., Wang, Y., Jin, L. (2019). Impacts of atmospheric particulate matter pollution on environmental biogeochemistry of trace metals in soil-plant system: A review. *Environmental Pollution*, 255, 113138. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113138>
-

- 
- Ma, L.J., Geiser, D.M., Proctor, R.H., Rooney, A.P., O'Donnell, K., Trail, F., Gardiner, D.M., Manners, J.M., Kazan, K. (2013). *Fusarium* Pathogenomics. *Annual review of microbiology*, 67, 399-416. <https://doi.org/10.1146/annurev-micro-092412-155650>
- Ma, Y., Egodawatta, P., McGree, J., Liu, A., Goonetilleke, A. (2016). Human health risk assessment of heavy metals in urban stormwater. *Science of the Total Environment*, 557, 764-772. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.067>
- Mahowald, N.M., Scanza, R., Brahney, J., Goodale, C.L., Hess, P.G., Moore, J.K., Neff, J. (2017). Aerosol deposition impacts on land and ocean carbon cycles. *Current Climate Change Reports*, 3, 16-31. <https://doi.org/10.1007/s40641-017-0056-z>
- Maier, R.M., Gentry, T.J. (2014). Microorganisms and Organic Pollutants. In: Environmental Microbiology, Academic Press: Cambridge, MA, USA, pp. 377–413. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-394626-3.00017-X>
- Mallo, A.C., Nitiu, D.S., Gardella Sambeth, M.C. (2011). Airborne fungal spore content in the atmosphere of the city of La Plata, Argentina. *Aerobiologia*, 27, 77-84. <https://doi.org/10.1007/s10453-010-9172-0>
- Mamgain, A., Roychowdhury, R., Tah, J. (2013). *Alternaria* pathogenicity and its strategic controls. *Research Journal of Biology*, 1, 1-9.
- Man, S.M. (2011). The clinical importance of emerging *Campylobacter* species. *Nature reviews Gastroenterology & hepatology*, 8(12), 669-685. <https://doi.org/10.1038/nrgastro.2011.191>
- Marchesi, J.R., Ravel, J. (2015). The vocabulary of microbiome research: a proposal. *Microbiome*, 3, 31. <https://doi.org/10.1186/s40168-015-0094-5>
- Mariani, J., Favero, C., Buono, L.D., Motta, V., Pergoli, L., Cattaneo, A., Bonzini, M., Pesatori, A.C., Bollati, V. (2017). Particulate matter exposure influences respiratory microbiota structure and functions. *European Respiratory Journal*, 50, PA2639. <https://doi.org/10.1183/1393003.congress-2017.PA2639>
- Marschner, P., Marino, W., Lieberei, R. (2002). Seasonal effects on microorganisms in the rhizosphere of two tropical plants in a polyculture agroforestry system in Central Amazonia, Brazil. *Biology and fertility of soils*, 35(1), 68-71. <https://doi.org/10.1007/s00374-001-0435-3>
- Marshall, B. (2002). *Helicobacter pylori*: 20 years on. *Clinical medicine*, 2(2), 147.
- Martiny, A.C. (2019). High proportions of bacteria are culturable across major biomes. *The ISME Journal*, 13, 2125-2128. <https://doi.org/10.1038/s41396-019-0410-3>
-

- 
- Mason, O.U., Scott, N.M., Gonzalez, A., Robbins-Pianka, A., Bælum, J., Kimbrel, J., Bouskill, N.J., Prestat, E., Borglin, S., Joyner, D.C., Fortney, J.L., Jurelevicius, D., Stringfellow, W.T., Alvarez-Cohen, L., Hazen, T.C., Knigh, R., Gilbert, J.A. Jansson, J.K. (2014). Metagenomics reveals sediment microbial community response to Deepwater Horizon oil spill. *The ISME journal*, 8(7), 1464-1475. <https://doi.org/10.1038/ismej.2013.254>
- McCormick, A., Loeffler, J., Ebel, F. (2010). *Aspergillus fumigatus*: contours of an opportunistic human pathogen. *Cellular microbiology*, 12(11), 1535-1543. <https://doi.org/10.1111/j.1462-5822.2010.01517.x>
- McNeill, J., Snider, G., Weagle, C. L., Walsh, B., Bissonnette, P., Stone, E., Abboud, I., Akoshile, C., Anh, N.X., Balasubramanian, R., Brook, J.R., Coburn, C., Cohen, A., Dong, J., Gagnon, G., Garland, R.M., He, K., Holben, B.N., Kahn, R., Kim, J.S., Lagrosas, N., Lestari, P., Liu, Y., Jeba, F., Joy, K.S., Martins, J.V., Misra, A., Norford, L.K., Quel, E.J., Salam, A., Schichtel, B., Tripathi, S.N., Wang, C., Zhang, Q., Brauer, M., Gibson, M.D., Rudich, Y., Martin, R.V. (2020). Large global variations in measured airborne metal concentrations driven by anthropogenic sources. *Scientific reports*, 10(1), 21817. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-78789-y>
- Medina, H., van Lier, Q.D.J., García, J., Ruiz, M.E. (2017). Regional-scale variability of soil properties in Western Cuba. *Soil and Tillage Research*, 166, 84-99. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.10.009>
- Mendoza, L., Jambo, L., Sánchez, M., Velásquez, M.M. (2020). Evaluation of the microbiological quality of the air in the area of influence of the Cajamarca solid waste treatment plant. 18th LACCEI International Multi-Conference for Engineering, Education, and Technology. <http://dx.doi.org/10.18687/LACCEI2020.1.1.489>
- Metaxatos, A., Manibusan, S., Mainelis, G. (2021). Investigation of sources, diversity, and variability of bacterial aerosols in Athens, Greece: A pilot study. *Atmosphere*, 13(1), 45. <https://doi.org/10.3390/atmos13010045>
- Middleton, N.J. (2017). Desert dust hazards: A global review. *Aeolian research*, 24, 53-63. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2016.12.001>
- Minias, P. (2020). Contrasting patterns of *Campylobacter* and *Salmonella* distribution in wild birds: a comparative analysis. *Journal of avian biology*, 51(5). <https://doi.org/10.1111/jav.02426>
- Mirete, S., De Figueras, C.G., González-Pastor, J.E. (2007). Novel nickel resistance genes from the rhizosphere metagenome of plants adapted to acid mine drainage. *Applied and Environmental Microbiology*, 73(19), 6001-6011. <https://doi.org/10.1128/AEM.00048-07>
-

- 
- Mixão, V., Saus, E., Hansen, A.P., Lass-Flörl, C., Gabaldón, T. (2019). Genome assemblies of two rare opportunistic yeast pathogens: *Diutina rugosa* (syn. *Candida rugosa*) and *Trichomonascus ciferrii* (syn. *Candida ciferrii*). *G3: Genes, Genomes, Genetics*, 9(12), 3921-3927. <https://doi.org/10.1534/g3.119.400762>
- Monks, P.S., Granier, C., Fuzzi, S., Stohl, A., Williams, M.L., Akimoto, H., Amann, M., Baklanov, A., Baltensperger, U., Bey, I., Blake, N., Blake, R.S., Carslaw, K., Cooper, O.R., Dentener, F., Fowler, D., Fragkou, E., Frost, G.J., Generoso, S., Ginoux, P., von Glasow, R. (2009). Atmospheric composition change—global and regional air quality. *Atmospheric environment*, 43(33), 5268-5350. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.08.021>
- Montagna, M. T., De Giglio, O., Cristina, M. L., Napoli, C., Pacifico, C., Agodi, A., Baldovin, T., Casini, B., Coniglio, M.A., D'Errico, M.M., Delia, S.A., Grazia Deriu, M., Guida, M., Laganà, P., Liguori, G., Moro, M., Mura, I., Pennino, F., Privitera, G., Romano Spica, V., Sembeni, S., Spagnolo, A.M., Tardivo, S., Torre, I., Valeriani, F., Albertini, R., Pasquarella, C. (2017). Evaluation of Legionella air contamination in healthcare facilities by different sampling methods: An Italian multicenter study. *International journal of environmental research and public health*, 14(7), 670. <https://doi.org/10.3390/ijerph14070670>
- Moore, E.R., Tindall, B.J., Martins Dos Santos, V.A., Pieper, D.H., Ramos, J.L., Palleroni, N.J. (2006). Nonmedical: *pseudomonas*. *The prokaryotes*, 6, 646-703. [https://doi.org/10.1007/0-387-30746-x\\_21](https://doi.org/10.1007/0-387-30746-x_21)
- Moreno, T., Querol, X., Castillo, S., Alastuey, A., Cuevas, E., Herrmann, L., Mounkaila, M., Elvira, J., Gibbons, W. (2006). Geochemical variations in aeolian mineral particles from the Sahara–Sahel Dust Corridor. *Chemosphere*, 65(2), 261-270. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.02.052>
- Moreno-Sarmiento, M., Peñalba, M.C., Belmonte, J., Rosas-Pérez, I., Lizárraga-Celaya, C., Ortega-Nieblas, M.M., Villa-Ibarra, M., Lares-Villa, F., Pizano-Nazara, L.J. (2016). Airborne fungal spores from an urban locality in southern Sonora, Mexico. *Revista mexicana de micología*, 44: 11-20.
- Morselli, L., Bernardi, E., Vassura, I., Passarini, F., Tesini, E. (2008). Chemical composition of wet and dry atmospheric depositions in an urban environment: local, regional and long-range influences. *Journal of atmospheric chemistry*, 59, 151-170. <https://doi.org/10.1007/s10874-008-9099-9>
- Mullins, J., Harvey, R., Seaton, A. (1976). Sources and incidence of airborne *Aspergillus fumigatus* (Fres). *Clinical & Experimental Allergy*, 6(3), 209-217. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2222.1976.tb01899.x>
- Musher, D.M. (1996). *Haemophilus* Species. In: Baron, S. Medical Microbiology, 4th ed.; Univesrity of Texas Medical Branch: Galveston, TX, USA, 1996.
-



---

Mushtaq, N., Ezzati, M., Hall, L., Dickson, I., Kirwan, M., Png, K.M., Mudway, I.S., Grigg, J. (2011). Adhesion of *Streptococcus pneumoniae* to human airway epithelial cells exposed to urban particulate matter. *Journal of allergy and clinical immunology*, 127(5), 1236-1242. <https://doi.org/10.1016/j.jaci.2010.11.039>

Myong, J.P. (2016). Health effects of particulate matter. *The Korean Journal of Medicine*, 91(2), 106-113. <https://doi.org/10.3904/kjm.2016.91.2.106>

Nageen, Y., Wang, X., Pecoraro, L. (2023). Seasonal variation of airborne fungal diversity and community structure in urban outdoor environments in Tianjin, China. *Frontiers in Microbiology*, 13, 1043224. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.1043224>

Narciso-da-Rocha, C., Vaz-Moreira, I., Manaia, C.M. (2014). Genotypic diversity and antibiotic resistance in Sphingomonadaceae isolated from hospital tap water. *Science of the total environment*, 466-467(1), 127-135. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.109>

Naruka, K., Gaur, J., Charaya, R. (2014). Bioaerosols in healthcare settings: a brief review. *Int J Geol Earth Environ Sci*, 4(3), 59-64.

NASA. (2023). Solar irradiance. Sun Climate, Powered by Solar Irradiance. <https://sunclimate.gsfc.nasa.gov/article/solar-irradiance>. (accessed 16 April 2024).

Nascimento-Carvalho, C. M., Cardoso, M. R. A., Barral, A., Araújo-Neto, C. A., Oliveira, J. R., Sobral, L. S., Saukkoriipi, A., Paldanius, M., Vainionp, R., Leinonen, M., Ruuskanen, O. (2010). Seasonal patterns of viral and bacterial infections among children hospitalized with community-acquired pneumonia in a tropical region. *Scandinavian journal of infectious diseases*, 42(11-12), 839-844. <https://doi.org/10.3109/00365548.2010.498020>

Nawrot, T., Nemmar, A., Nemery, B. (2006). Update in environmental and occupational medicine 2005. *American journal of respiratory and critical care medicine*, 173(9), 948-952. <https://doi.org/10.1164/rccm.2601010>

NCBI, (2023). National Center for Biotechnology Information (NCBI)[Internet]. Bethesda (MD): National Library of Medicine (US), National Center for Biotechnology Information. Available at <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/> (accessed 2023 July 15).

Nguyen, B.C., Mihalopoulos, N., Putard, J.P., Bonsang, B. (1995). Carbonyl sulfide emissions from biomass burning in the tropics. *J. Atmos. Chem.*, 22(1 and 2), 55–65. <https://doi.org/10.1007/BF00708181>

- 
- Nguyen, X.D., Zhao, Y., Evans, J.D., Lin, J., Purswell, J.L. (2022). Survival of *Escherichia coli* in airborne and settled poultry litter particles. *Animals*, 12(3), 284. <https://doi.org/10.3390/ani12030284>
- Niu, M., Hu, W., Cheng, B., Wu, L., Ren, L., Deng, J., Fangxia, S., Fu, P. (2021). Influence of rainfall on fungal aerobiota in the urban atmosphere over Tianjin, China: A case study. *Atmospheric Environment: X*, 12, 100137. <https://doi.org/10.1016/j.aeaoa.2021.100137>
- Noda, J., Morimoto, K., Mitarai, S., Maki, T. (2023). Dust and Microorganisms: Their Interactions and Health Effects. In: Al-Dousari, A., Hashmi, M.Z. (eds). *Dust and Health: Challenges and Solutions*. Springer, Cham, pp. 137-156. [https://doi.org/10.1007/978-3-031-21209-3\\_8](https://doi.org/10.1007/978-3-031-21209-3_8)
- Noll, K. E., Fang, K. Y., Watkins, L. A. (1988). Characterization of the deposition of particles from the atmosphere to a flat plate. *Atmospheric Environment*, 22(7), 1461-1468. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(88\)90170-9](https://doi.org/10.1016/0004-6981(88)90170-9)
- Nordbo, E., Kristensen, K., Kirknel, E. (1993). Effects of wind direction, wind speed and travel speed on spray deposition. *Pesticide science*, 38(1), 33-41. <https://doi.org/10.1002/ps.2780380106>
- Nørskov-Lauritsen, N. (2014). Classification, identification, and clinical significance of *Haemophilus* and *Aggregatibacter* species with host specificity for humans. *Clinical microbiology reviews*, 27(2), 214-240. <https://doi.org/10.1128/cmr.00103-13>
- Núñez, A., García, A. M., Moreno, D. A., Guantes, R. (2021). Seasonal changes dominate long-term variability of the urban air microbiome across space and time. *Environment International*, 150, 106423. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106423>
- O’Gorman, C.M. (2011). Airborne *Aspergillus fumigatus* conidia: a risk factor for aspergillosis. *Fungal biology reviews*, 25(3), 151-157. <https://doi.org/10.1016/j.fbr.2011.07.002>
- Ofek, M., Hadar, Y., Minz, D. (2012). Ecology of root colonizing *Massilia* (Oxalobacteraceae). *PloS one*, 7(7), e40117. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0040117>
- Ogórek, R., Lejman, A., Pusz, W., Miłuch, A., Miodyńska, P. (2012). Characteristics and taxonomy of *Cladosporium* fungi. *Mikologia lekarska*, 19(2), 80-85.
- Oh, S. Y., Fong, J.J., Park, M.S., Chang, L., Lim, Y.W. (2014). Identifying airborne fungi in Seoul, Korea using metagenomics. *Journal of Microbiology*, 52, 465-472. <https://doi.org/10.1007/s12275-014-3550-1>
- Oliveira, M., Delgado, L., Ribeiro, H., Abreu, I. (2010). Fungal spores from Pleosporales in the atmosphere of urban and rural locations in Portugal. *Journal of environmental monitoring*, 12(5), 1187-1194. <https://doi.org/10.1039/B913705J>
-

- 
- Oliveira, M., Ribeiro, H., Delgado, J. L., Abreu, I. (2009). Seasonal and intradiurnal variation of allergenic fungal spores in urban and rural areas of the North of Portugal. *Aerobiologia*, 25, 85-98. <https://doi.org/10.1007/s10453-009-9112-z>
- Olszowski, T., Tomaszewska, B., Góralna-Włodarczyk, K. (2012). Air quality in non-industrialised area in the typical Polish countryside based on measurements of selected pollutants in immission and deposition phase. *Atmospheric Environment*, 50, 139-147. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.12.049>
- Onraedt, A., Soetaert, W., Vandamme, E. (2005). Industrial importance of the genus *Brevibacterium*. *Biotechnology Letters*, 27, 527-533. <https://doi.org/10.1007/s10529-005-2878-3>
- Orellana, R., Espadas, C., Conde, C., Gay, C. (2009). Atlas Escenarios de Cambio Climático en la Península de Yucatán. Centro de Investigación Científica de Yucatán A. C., Universidad Nacional Autónoma de México, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Gobierno de Yucatán, Mérida, México.
- Ortega-Morales, O., Montero-Muñoz, J.L., Neto, J.A.B., Beech, I.B., Sunner, J., Gaylarde, C. (2019). Deterioration and microbial colonization of cultural heritage stone buildings in polluted and unpolluted tropical and subtropical climates: A meta-analysis. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 143, 104734. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2019.104734>
- Osman, M.E., Ibrahim, H.Y., Yousef, F.A., Elnasr, A.A., Saeed, Y., Hameed, A.A. (2018). A study on microbiological contamination on air quality in hospitals in Egypt. *Indoor and Built Environment*, 27(7), 953-968. <https://doi.org/10.1177/1420326X17698193>
- Özen, A.I., Ussery, D. W. (2012). Defining the *Pseudomonas* genus: where do we draw the line with *Azotobacter*? *Microbial ecology*, 63, 239-248. <https://doi.org/10.1007/s00248-011-9914-8>
- Ozer, P. (2001). Les lithometeoeres en region sahelienne. Doctoral thesis. Université de Liège Faculté des Sciences Liège Belgique, Liège, Belgium
- Paerl, H.W. (1995). Coastal eutrophication in relation to atmospheric nitrogen deposition: current perspectives. *Ophelia*, 41(1), 237-259. <https://doi.org/10.1080/00785236.1995.10422046>
- Park, H., Byun, M., Kim, T., Kim, J.J., Ryu, J.S., Yang, M., Choi, W. (2020). The washing effect of precipitation on PM<sub>10</sub> in the atmosphere and rainwater quality based on rainfall intensity. *Korean Journal of Remote Sensing*, 36(6\_3), 1669-1679. <https://doi.org/10.7780/KJRS.2020.36.6.3.4>
- Paterson, D.L., Doi, Y. (2017). Enterobacteriaceae. In: Mayers, D.L., Sobel, J.D., Ouellette, M., Kaye, K.S., Marchaim, D. (eds.), Antimicrobial drug resistance: Clinical and epidemiological aspects. Cham: Springer International Publishing, pp. 889–98. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-47266-9\\_8](https://doi.org/10.1007/978-3-319-47266-9_8)
-

---

Patriarca, A. (2016). *Alternaria* in food products. *Current Opinion in Food Science*, 11, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.cofs.2016.08.007>

Patt, T.E., Cole, G.C., Hanson, R.S. (1976). *Methylobacterium*, a new genus of facultatively methylotrophic bacteria. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 26(2), 226-229. <https://doi.org/10.1099/00207713-26-2-226>

Pedrós-Alió, C., Manrubia, S. (2016). The vast unknown microbial biosphere. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(24), 6585-6587. <https://doi.org/10.1073/pnas.1606105113>

Peix, A., Ramírez-Bahena, M. H., & Velázquez, E. (2018). The current status on the taxonomy of *Pseudomonas* revisited: an update. *Infection, Genetics and Evolution*, 57, 106-116. <https://doi.org/10.1016/j.meegid.2017.10.026>

Pem, D., Jeewon, R., Chethana, K.W. T., Hongsanan, S., Doilom, M., Suwannarach, N., Hyde, K.D. (2021). Species concepts of Dothideomycetes: classification, phylogenetic inconsistencies and taxonomic standardization. *Fungal Diversity*, 109, 283-319. <https://doi.org/10.1007/s13225-021-00485-7>

Perez-Perez, G.I., Rothenbacher, D., Brenner, H. (2004). Epidemiology of *Helicobacter pylori* infection. *Helicobacter*, 9, 1-6. <https://doi.org/10.1111/j.1523-5378.2008.00631.x>

Pirog, T.P., Lutsai, D.A., Muchnyk, F.V. (2021). Biotechnological potential of the *Acinetobacter* genus bacteria. *Microbiological Journal/Mikrobiolohichnyi Zhurnal*. 83(3), 92-109. <https://doi.org/10.15407/microbiolj83.03.092>

Polkowska, Ż., Gorecki, T., Namieśnik, J. (2011). Determination of atmospheric pollutants in wet deposition. *Environmental Reviews*, 19(NA), 185-213. <https://doi.org/10.1139/a11-006>

Pollegioni, P., Cardoni, S., Mattioni, C., Piredda, R., Ristorini, M., Occhiuto, D., Canepari, S., Korneykova, M.V., Soshina, A.S., Calfapietra, C., Gavrichkova, O. (2023). Variability of airborne microbiome at different urban sites across seasons: a case study in Rome. *Frontiers in Environmental Science*. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1213833>

Polo, A., Gulotta, D., Santo, N., Di Benedetto, C., Fascio, U., Toniolo, L., Villa, F., Cappitelli, F. (2012). Importance of subaerial biofilms and airborne microflora in the deterioration of stonework: a molecular study. *Biofouling*, 28(10), 1093-1106. <https://doi.org/10.1080/08927014.2012.729580>

Polymenakou, P.N., Mandalakis, M., Stephanou, E.G., Tselepidis, A. (2008). Particle size distribution of airborne microorganisms and pathogens during an intense African dust event in the eastern Mediterranean. *Environmental Health Perspectives*, 116(3), 292-296.

---

Ponce-Caballero, C., Cerón-Palma, I.M., López-Pacheco, M., Gamboa-Marrufo, M., Quintal-Franco, C. (2010). Indoor-outdoor fungal-aerosols ratios of domestic homes in Merida, Mexico. *Ingeniería*, 14, 169-175.

Ponce-Caballero, C., Gamboa-Marrufo, M., López-Pacheco, M., Cerón-Palma, I., Quintal-Franco, C., Giacomán-Vallejos, G., Loría-Arcila, J.H. (2013). Seasonal variation of airborne fungal propagules indoor and outdoor of domestic environments in Mérida, Mexico. *Atmósfera*, 26, 369-377. [https://doi.org/10.1016/S0187-6236\(13\)71083-X](https://doi.org/10.1016/S0187-6236(13)71083-X)

Poorniammal, R., Prabhu, S., Dufossé, L., Kannan, J. (2021). Safety evaluation of fungal pigments for food applications. *Journal of Fungi*, 7(9), 692. <https://doi.org/10.3390/jof7090692>

Pöschl, U. (2005). Atmospheric aerosols: composition, transformation, climate and health effects. *Angewandte Chemie International Edition*. 44(46), 7520-7540. <https://doi.org/10.1002/anie.200501122>

Prakash, J., Agrawal, S. B., Agrawal, M. (2023). Global trends of acidity in rainfall and its impact on plants and soil. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 23(1), 398-419. <https://doi.org/10.1007/s42729-022-01051-z>

Prather, K.A., Bertram, T.H., Grassian, V.H., Deane, G.B., Stokes, M.D., DeMott, P.J., Aluwihare, L.I., Palenik, B.P., Azam, F., Seinfeld, J.H., Moffet, R.C., Molina, M.J., Cappa, C.D., Geiger, F.M., Roberts, G. C., Russell, L. M., Ault, A.P., Baltrusaitis, J., Collins, D.B., Corrigan, C.E., Cuadra-Rodriguez, L.A., Ebben, C.J., Forestieri, S.D., Guasco, T.L., Hersey, S.P., Kim, M.J., Lambert, W.F., Modini, R.L., Mui, W., Pedler, B.E., Ruppel, M.J., Ryder, O.S., Schoepp, N.G. Sullivan, R.C., Zhao, D. (2013). Bringing the ocean into the laboratory to probe the chemical complexity of sea spray aerosol. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(19), 7550-7555. <https://doi.org/10.1073/pnas.1300262110>

Priftis, K.N., Anthracopoulos, M.B., Nikolaou-Papanagiotou, A., Mantziou, V., Paliatsos, A.G., Tzavelas, G., Nicolaidou, P., Mantzouranis, E. (2007). Increased sensitization in urban vs. rural environment—rural protection or an urban living effect? *Pediatric allergy and immunology*, 18(3), 209-216. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3038.2006.00514.x>

Prospero, J.M., Ginoux, P., Torres, O., Nicholson, S.E., Gill, T.E. (2002). Environmental characterization of global sources of atmospheric soil dust identified with the Nimbus 7 Total Ozone Mapping Spectrometer (TOMS) absorbing aerosol product. *Rev Geophys*, 40(1),1002. <https://doi.org/10.1029/2000RG000095>

Prussin, A. J., Marr, L. C. (2015). Sources of airborne microorganisms in the built environment. *Microbiome*, 3, 78, 1-10. <https://doi.org/10.1186/s40168-015-0144-z>

- 
- Prussin, A. J., Vikram, A., Bibby, K. J., & Marr, L. C. (2016). Seasonal dynamics of the airborne bacterial community and selected viruses in a children's daycare center. *PloS one*, 11(3), e0151004. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0151004>
- Pujalte, M.J., Lucena, T., Ruvira, M.A., Arahal, D.R., Macián, M.C. (2014). The family Rhodobacteraceae. In: Rosenberg, E., DeLong, E.F., Lory, S., Stackebrandt, E., Thompson, F. (eds.), *The prokaryotes: Alphaproteobacteria and Betaproteobacteria*. Springer, Berlin, Germany, pp. 439-512. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-30197-1\\_377](https://doi.org/10.1007/978-3-642-30197-1_377)
- Qi, Y., Li, Y., Xie, W., Lu, R., Mu, F., Bai, W., Du, S. (2020). Temporal-spatial variations of fungal composition in PM<sub>2.5</sub> and source tracking of airborne fungi in mountainous and urban regions. *Science of The Total Environment*, 708, 135027. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135027>
- Qin, H.P., Tang, Q.L., Wang, L.Y., Fu, G. (2015). The impact of atmospheric wet deposition on roof runoff quality in an urbanized area. *Hydrology Research*, 46(6), 880-892. <https://doi.org/10.2166/nh.2015.209>
- Quast, C., Pruesse, E., Yilmaz, P., Gerken, J., Schweer, T., Yarza, P., Peplies, J., Glöckner, F.O. (2013). The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools. *Nucleic Acids Research*, 41(D1), D590-D596. <https://doi.org/10.1093/nar/gks1219>
- Querol, X., Alastuey, A., Moreno, T., Viana, M.M., Castillo, S., Pey, J., Rodríguez, S., Artiñano, B., Salvador, P., Sánchez, M., García Dos Santos, S., Herce Garraleta, M.D., Fernández-Patier, R., Moreno-Grau, S., Negral, L., Minguillón, M.C., Monfort, E., Sanz, M.J., Palomo-Marín, R., Pinilla-Gil, E., Sánchez de La Campa, A. (2008). Spatial and temporal variations in airborne particulate matter (PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>) across Spain 1999–2005. *Atmospheric Environment*, 42, 3964-3979. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.10.071>
- Raga, G.B., Baumgardner, D., Castro, T., Martínez-Arroyo, A., Navarro-Gonzalez, R. (2001). Mexico City air quality: a qualitative review of gas and aerosol measurements (1960–2000). *Atmospheric Environment*, 35(23), 4041-4058. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00157-1](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00157-1)
- Ramírez-Romero, C., Jaramillo, A., Córdoba, M. F., Raga, G. B., Miranda, J., Álvarez-Ospina, H., Rosas, D., Amador, T., Kim, J.S., Yakobi-Hancock, J., Baumgardner, D., Ladino, L.A. (2021). African dust particles over the western Caribbean—Part I: Impact on air quality over the Yucatán Peninsula. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21(1), 239-253. <https://doi.org/10.5194/acp-21-239-2021>
- Ramírez-Romero, C., Jaramillo, A., Córdoba, M.F., Raga, G. B., Miranda, J., Álvarez-Ospina, H., Rosas, D., Amador, T., Sung Kim, J., Yakobi-Hancock, J., Baumgardner, D., Ladino, L.A. (2021). African dust particles over the western Caribbean—Part I: Impact on air quality over the Yucatán Peninsula. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21(1), 239-253.
-

- 
- Ramonaitė, S., Novoslavskij, A., Zakarienė, G., Aksomaitienė, J., & Malakauskas, M. (2015). High prevalence and genetic diversity of *Campylobacter jejuni* in wild crows and pigeons. *Current microbiology*, 71, 559-565. <https://doi.org/10.1007/s00284-015-0881-z>
- Rastogi, G., Sani, R.K. (2011). Molecular Techniques to Assess Microbial Community Structure, Function, and Dynamics in the Environment. In: Ahmad, I., Ahmad, F., Pichtel, J. (eds) *Microbes and Microbial Technology*. Springer, New York, NY. [https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7931-5\\_2](https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7931-5_2)
- Remer, L.A. (2006). Dust, fertilization and sources. *Environmental Research Letters*, 1(1), 011001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/1/1/011001>
- Rhoades, J.D. (1996). Salinity: Electrical Conductivity and Total Dissolved Solids. In Sparks, D.L. (Ed.), *Methods of Soil Analysis: Part 3. Chemical Methods*. Agronomy Monograph. American Society of Agronomy-Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 417–436.
- Rickly, P.S., Guo, H., Campuzano-Jost, P., Jimenez, J.L., Wolfe, G.M., Bennett, R., Bourgeois, I., Crouse, J.D., Dibb, J.E., DiGangi, J.P., Diskin, G.S., Dollner, M., Gargulinski, E.M., Hall, S.R., Halliday, H.S., Hanisco, T.F., Hannun, R.A., Liao, J., Moore, R., Nault, B.A., Nowak, J.B., Peischl, J., Robinson, C.E., Ryerson, T., Sanchez, K.J., Schöberl, M., Soja, A.J., St. Clair, J.M., Thornhill, K.L., Ullmann, K., Wennberg, P.O., Weinzierl, B., Wiggins, E.B., Winstead, E.L., Rollins, A.W. (2022). Emission factors and evolution of SO<sub>2</sub> measured from biomass burning in wildfires and agricultural fires. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 22(23), 15603-15620. <https://doi.org/10.5194/acp-22-15603-2022>
- Rinaldi, M.G., Phillips, P., Schwartz, J.G., Winn, R.E., Holt, G.R., Shagets, F.W., Elrod J., Nishioka G., Aufdemorte, T.B. (1987). Human *Curvularia* infections: report of five cases and review of the literature. *Diagnostic microbiology and infectious disease*, 6(1), 27-39. [https://doi.org/10.1016/0732-8893\(87\)90111-8](https://doi.org/10.1016/0732-8893(87)90111-8)
- Ríos, B., Torres-Jardón, R., Ramírez-Arriaga, E., Martínez-Bernal, A., Rosas, I. (2016). Diurnal variations of airborne pollen concentration and the effect of ambient temperature in three sites of Mexico City. *International Journal of Biometeorology*, 60, 771-787. <https://doi.org/10.1007/s00484-015-1061-3>
- Rivas, S., Thomas, C.M. (2005). Molecular Interactions Between Tomato and the Leaf Mold Pathogen *Cladosporium fulvum*. *Annual Review of Phytopathology*, 43, 395-436. <https://doi.org/10.1146/annurev.phyto.43.040204.140224>
- Rivera, A., Hernández, F., Romero, O., Cedillo, L., Valera, L., Flores, A., Badillo, F. (2014). Bacteriological study of air quality in Autonomous University of Puebla-Mexico. *International Research Journal of Biological Sciences*, 3: 1-4.
-

---

Rivera, F., Bonilla, P., Ramírez, E., Calderón, A., Gallegos, E., Rodríguez, S., Ortiz, R., Hernández, D., Rivera, V. (1994). Seasonal distribution of air-borne pathogenic and free-living amoebae in Mexico City and its suburbs. *Water, Air, and Soil Pollution*, 74, 65-87. <https://doi.org/10.1007/BF01257148>

Rivera, F., Lugo, A., Ramírez, E., Bonilla, P., Calderón, A., Rodríguez, S., Ortiz, R., Gallegos, E., Labastida, A., Chávez, M.P. (1992). Seasonal distribution of air-borne protozoa in Mexico City and its suburbs. *Water, Air, and Soil Pollution*: 61: 17-36. <https://doi.org/10.1007/BF00478363>

Rivera, F., Roy-Ocotla, G., Rosas, I., Ramírez, E., Bonilla, P., Lares, F. (1987). Amoebae isolated from the atmosphere of Mexico City and environs. *Environmental Research*, 42, 149-154. [https://doi.org/10.1016/S0013-9351\(87\)80016-6](https://doi.org/10.1016/S0013-9351(87)80016-6)

Rivera-Tafolla, Y., Manrique-Soto, R., Rico, J.L., Sánchez-Yáñez, J.M. (2022). Detection of fungi and yeast in the air dust outdoors of the city of Morelia, Mich, Mexico. *International Journal of Family & Community Medicine*, 6, 15-19.

Rocha, C.A., Báez, N.A., Villarroel, E.V., Quintero, G.M. (2012). Study of bioaerosols in surgical theaters and intensive care units from a public general hospital. *The Journal of Bioscience and Medicine*, 2(3), 1-10. <https://doi.org/10.5780/jbm2012.26>

Rocha-Melogno, L., Crank, K.C., Ginn, O., Bergin, M. H., Brown, J., Gray, G.C., Hamilton, K.A., Bibby, K., Deshusses, M.A. (2022). Quantitative microbial risk assessment of outdoor aerosolized pathogens in cities with poor sanitation. *Science of the Total Environment*, 827, 154233. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154233>

Rodríguez-Gómez, C., Ramírez-Romero, C., Córdoba, F., Raga, G.B., Salinas, E., Martínez, L., Rosas, I., Quintana, E.T., Maldonado, L.A., Rosas, D., Amador, T., Álvarez, H., Ladino, L.A. (2020). Characterization of culturable airborne microorganisms in the Yucatan Peninsula. *Atmospheric Environment*, 223, 117183. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117183>

Rodríguez-Zaragoza, S., Rivera, F., Bonilla, P., Ramírez, E., Gallegos, E., Calderón, A, Ortiz, R., Hernández, D. (1993). Amoebological study of the atmosphere of San Luis Potosi, SLP, Mexico. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 3, 229-241.

Romero-Guzmán, E.T., Reyes-Gutiérrez, L.R., Romero-Guzmán, L., Hernández-Mendoza, H., Uría-Gómez, L.C., Gutiérrez-Reyes, J. (2021). An Overview of Bioaerosols Suspended in the Atmosphere of Metropolitan Zone of Toluca Valley. *Journal of the Mexican Chemical Society*, 65, 214-224. <https://doi.org/10.29356/jmcs.v65i2.1445>



- 
- Rosas, I., Calderón, C., Gutiérrez, S., Mosiño, P. (1986). Airborne fungi isolated from rain water collected in Mexico City. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 2, 13-23.
- Rosas, I., Calderón, C., Martínez, L., Ulloa, M., Lacey, J. (1997). Indoor and outdoor airborne fungal propagule concentrations in Mexico City. *Aerobiología*, 13, 23-30. <https://doi.org/10.1007/BF02694787>
- Rosas, I., Calderón, C., Ulloa, M., Lacey, J. (1993). Abundance of airborne *Penicillium* CFU in relation to urbanization in Mexico City. *Applied and Environmental Microbiology*, 59, 2648-2652. <https://doi.org/10.1128%2Faem.59.8.2648-2652>
- Rosas, I., Escamilla, B., Calderón, C., Mosiño, P. (1990). The daily variations of airborne fungal spores in Mexico City. *Aerobiología*, 6, 153-158.
- Rosas, I., McCartney, H.A., Payne, R.W., Calderón, C., Lacey, J., Chapela, R., Ruiz-Velazco, S. (1998). Analysis of the relationships between environmental factors (aeroallergens, air pollution, and weather) and asthma emergency admissions to a hospital in Mexico City. *Allergy*, 53, 394-401. <https://doi.org/10.1111/j.1398-9995.1998.tb03911.x>
- Rosas, I., Roy Ocotla, G., Mosiño, P., Baez, A., Rivera, L. (1987). Abundance and heterogeneity of algae in the Mexico City atmosphere. *Geofísica Internacional*, 26, 359-373.
- Rosas, I., Roy-Ocotla, G., Mosiño, P. (1989). Meteorological effects on variation of airborne algae in Mexico. *International Journal of Biometeorology*, 33, 173-179. <https://doi.org/10.1007/BF01084602>
- Rosas, I., Yela, A., Santos Burgoa, C. (1994). Occurrence of airborne enteric bacteria in Mexico City. *Aerobiología*, 10(1994), 39-45. <https://doi.org/10.1007/BF02066745>
- Ryu, S.Y., Kwon, B.G., Kim, Y.J., Kim, H.H., Chun, K.J. (2007). Characteristics of biomass burning aerosol and its impact on regional air quality in the summer of 2003 at Gwangju, Korea. *Atmospheric Research*, 84(4), 362-373. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2006.09.007>
- Salah, H., Al-Hatmi, A. M., Theelen, B., Abukamar, M., Hashim, S., van Diepeningen, A.D., Lass-Flörl, C., Boekhout, T., Almaslamani, M., Taj-Aldeen, S.J. (2015). Phylogenetic diversity of human pathogenic *Fusarium* and emergence of uncommon virulent species. *Journal of Infection*, 71(6), 658-666. <https://doi.org/10.1016/j.jinf.2015.08.011>
- Saleem, S.M., Zefenkey, Z. (2023). The airborne mycobiota of a dust storm in comparison with a calm climate in Erbil city-Iraq. *Science Journal of University of Zakho*. 11(1), 45-49. <https://doi.org/10.25271/sjuoz.2023.11.1.983>
-

---

Sanchez, H., Bush, R.K. (2001). A review of *Alternaria alternata* sensitivity. *Revista iberoamericana de micología*. 18(2), 56-59.

Sánchez-Parra, B., Núñez, A., Moreno, D.A. (2019). Preventing legionellosis outbreaks by a quick detection of airborne *Legionella pneumophila*. *Environmental research*, 171, 546-549. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.01.032>

Santarpia, J.L., Klug, E., Ravnholdt, A., Kinahan, S.M. (2023). Environmental sampling for disease surveillance: Recent advances and recommendations for best practice. *Journal of the Air & Waste Management Association*. 73(6), 434-461. <https://doi.org/10.1080/10962247.2023.2197825>

Šantl-Temkiv, T., Amato, P., Casamayor, E.O., Lee, P. K., Pointing, S.B. (2022). Microbial ecology of the atmosphere. *FEMS Microbiology Reviews*, 46(4), fuac009. <https://doi.org/10.1093/femsre/fuac009>

Santos, R.A., Sau-Acosta, N.J., Certucha-Barragán, M.T., Almendáriz-Tapia, F.J., Monge-Amaya, A.O., Zepeda-Ibarra, I.J., Hernández-López, J. (2019). Rapid detection of bacteria, *Enterococcus faecalis*, in airborne particles of Hermosillo, Sonora, México. *Journal of Environmental Biology*, 40, 619-625. <https://doi.org/10.22438/jeb/40/4/MRN-739>

Santos-Romo, A., Sau-Acosta, N.J., Certucha-Barragán, M.T., Almendáriz-Tapia, F.J., Monge-Amaya, O., Hernández-López, J., Zepeda-Ibarra, J. (2014). Microbiological Identification of Atmospheric Particles in Hermosillo, Sonora, México. *Journal of Environmental Protection*, 2014, 1-11. <https://doi.org/10.4236/jep.2014.55041>

Sanz, S., Olarte, C., Hidalgo-Sanz, R., Ruiz-Ripa, L., Fernández-Fernández, R., García-Vela, S., Martínez-Álvarez, S., Torres, C. (2021). Airborne dissemination of bacteria (Enterococci, Staphylococci and Enterobacteriaceae) in a modern broiler farm and its environment. *Animals*, 11(6), 1783. <https://doi.org/10.3390/ani11061783>

Schaal, K.P. (1991). Medical and microbiological problems arising from airborne infection in hospitals. *Journal of Hospital Infection*, 18, 451-459. [https://doi.org/10.1016/0195-6701\(91\)90056-E](https://doi.org/10.1016/0195-6701(91)90056-E)

Schlosser, O. (2019). Bioaerosols and health: current knowledge and gaps in the field of waste management. *Detritus*, 5(1): 111–125. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2019.13786>

Schoch, C.L., Crous, P.W., Groenewald, J.Z., Boehm, E.W.A., Burgess, T.I., De Gruyter, J., de Hoog, G.S., Dixon, L.J., Grube, M., Gueidan, C., Harada, Y., Hatakeyama, S., Hirayama, K., Hosoya, T., Huhndorf, S.M., Hyde, K.D., Jones, E.B.G., Kohlmeyer, J., Kruys, Å., Li, Y.M., Lücking, R., Lumbsch, H.T., Marvanová, L., Mbatchou, J.S., McVay, A.H., Miller, A.N., Mugambi, G.K., Muggia, L., Nelsen, M.P., Nelson, P., Owensby, C.A., Phillips, A.J.L., Phongpaichit, S., Pointing, S.B., Pujade-Renaud, V., Raja, H.A., Plata, E.

---

Rivas, Robbertse, B., Ruibal, C., Sakayaroj, J., Sano, T., Selbmann, L., Shearer, C.A., Shirouzu, T., Slippers, B., Suetrong, S., Tanaka, K., Volkmann-Kohlmeyer, B., Wingfield, M.J., Wood, A.R., Woudenberg, J.H.C., Yonezawa, H., Zhang, Y., Spatafora, J.W. (2009). A class-wide phylogenetic assessment of Dothideomycetes. *Studies in mycology*, 64(1), 1-15. <https://doi.org/10.3114/sim.2009.64.01>

Schubert, G., Walterscheid, R.L. Earth. (1999). En: Cox A.N. (ed.) *Allen's Astrophysical Quantities*. Fourth Edition. Springer Science+Business Media. New York, USA. <https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1186-0>

Schulze, D.G. (2002). An introduction to soil mineralogy. In: Dixon, J.B., Schulze, D.G. (Eds.). *Soil Mineralogy with Environmental Applications*, Soil Science Society of America Inc., Madison, WI, pp. 1–35. <https://doi.org/10.2136/sssabookser7.c1>

Scorer, R.S. (1992). Deposition of concentrated pollution at large distance. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*, 26(5), 793-805. [https://doi.org/10.1016/0960-1686\(92\)90239-H](https://doi.org/10.1016/0960-1686(92)90239-H)

Sedov, S., Solleiro-Rebolledo, E., Fedick, S.L., Gama-Castro, J., Palacios-Mayorga, S., Vallejo Gómez, E. (2007). Soil genesis in relation to landscape evolution and ancient sustainable land use in the northeastern Yucatan Peninsula, Mexico. *Atti della Società Toscana di Scienze Naturali, Memorie Serie A*, 112, 115-126.

Seelbinder, B., Lohinai, Z., Vazquez-Urbe, R., Brunke, S., Chen, X., Mirhakkak, M., Lopez-Escalera, S., Dome, B., Megyesfalvi, Z., Berta, J., Galfy, G., Dulka, E., Wellejus, A., Weiss, G.J., Bauer, M., Hube, B., Sommer, M.O.A., Panagiotou, G. (2023). *Candida* expansion in the gut of lung cancer patients associates with an ecological signature that supports growth under dysbiotic conditions. *Nature Communications*, 14(1), 2673. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-38058-8>

Seki, M., Tanaka, H., Yonemochi, S. Young-Ju, K., Reika, I., Kei, S., Daisuke, T. (2024). Spatial variation of airborne bacterial heterogeneity and potential opportunistic human pathogens: a comparative study of sites in Korea and Japan. *Aerobiologia*, 2024. <https://doi.org/10.1007/s10453-024-09817-x>

Serrano-Silva, N., Calderón-Ezquerro, M.C. (2018). Metagenomic survey of bacterial diversity in the atmosphere of Mexico City using different sampling methods. *Environmental Pollution*, 235, 20-29. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.035>

Shaffer, B.T., Lighthart, B. (1997). Survey of culturable airborne bacteria at four diverse locations in Oregon: urban, rural, forest, and coastal. *Microbial ecology*, 34, 167-177. <https://doi.org/10.1007/s002489900046>

Shah, M. H., Shaheen, N. (2010). Seasonal behaviours in elemental composition of atmospheric aerosols collected in Islamabad, Pakistan. *Atmospheric Research*, 95(2-3), 210-223. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2009.10.001>

---

Shamim, K., Mujawar, S.Y. Mutnale, M. (2019). Metagenomics a modern approach to reveal the secrets of unculturable microbes. In: Meena, S.N. (ed.) *Advances in Biological Science Research*. Academic Press, Cambridge, US, pp. 177-195. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817497-5.00012-4>

Shapaval, V., Schmitt, J., Møretrø, T., Suso, H.P., Skaar, I., Åsli, A.W., Lillehaug, D., Kohler, A. (2013). Characterization of food spoilage fungi by FTIR spectroscopy. *Journal of Applied Microbiology*, 114, 788-796. <https://doi.org/10.1111/jam.12092>

Sharif, N.A. (2022). Pharmacotherapy of ocular infectious diseases. In: Ohia, S., Sharif, N.A. (eds.) *Handbook of Basic and Clinical Ocular Pharmacology and Therapeutics*, Academic Press, Oxford, UK, pp. 483-489. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819291-7.00016-2>

Shearer, C.A., Raja, H.A., Miller, A.N., Nelson, P., Tanaka, K., Hirayama, K., Marvanová, L., Hyde, K.D.; Zhang, Y. (2009). The molecular phylogeny of freshwater Dothideomycetes. *Studies in Mycology*, 64(1), 145-153. <https://doi.org/10.3114/sim.2009.64.08>

Shi, S., Cheng, T., Gu, X., Guo, H., Wu, Y., Wang, Y. (2019). Biomass burning aerosol characteristics for different vegetation types in different aging periods. *Environment international*, 126, 504-511. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.02.073>

Silva, G.N D., Alves, L.D., Santos, I.E.D., Bila, D.M., Ohnuma Júnior, A.A., Corrêa, S.M. (2020). An assessment of atmospheric deposition of metals and the physico-chemical parameters of a rainwater harvesting system in Rio de Janeiro Brazil, by means of statistical multivariate analysis. *Revista Ambiente & Água*, 15(4), 1-31. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2522>

Smets, W., Moretti, S., Denys, S., Lebeer, S. (2016). Airborne bacteria in the atmosphere: presence, purpose, and potential. *Atmospheric Environment*, 139, 214-221. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.05.038>

Smith, D.J., Griffin, D.W., & Jaffe, D.A. (2011). The high life: transport of microbes in the atmosphere. *EOS, Transactions American Geophysical Union*, 92(30), 249-250. <https://doi.org/10.1029/2011EO300001>

SMN (Servicio Meteorológico Nacional) (2023). Normales climatológicas Mérida, Yucatán. Estación F. I. U. A. D. Y. (periférico). Disponible en: [https://smn.conagua.gob.mx/tools/RECURSOS/Normales\\_Climatologicas/Normales8110/yuc/nor8110\\_31078.TXT](https://smn.conagua.gob.mx/tools/RECURSOS/Normales_Climatologicas/Normales8110/yuc/nor8110_31078.TXT) (Consultado: 10 de diciembre del 2023).

Sobhanardakani, S. (2019). Ecological and human health risk assessment of heavy metal content of atmospheric dry deposition, a case study: Kermanshah, Iran. *Biological Trace Element Research*, 187(2), 602-610. <https://doi.org/10.1007/s12011-018-1383-1>

- 
- Song, L., Zhou, J., Wang, C., Meng, G., Li, Y., Jarin, M., Wu, Z., Xie, X. (2022). Airborne pathogenic microorganisms and air cleaning technology development: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127429. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127429>
- Soto, T., Lozano, M., Vicente-Soler, J., Cansado Vizoso, J., Gacto Fernández, M.J. (2009). Microbiological survey of the aerial contamination in urban areas of the city of Murcia, Spain. *Anales de biología*, 31, 7-13.
- Soumare, A., Diedhiou, A.G., Thuita, M., Hafidi, M., Ouhdouch, Y., Gopalakrishnan, S., Kouisni, L. (2020). Exploiting biological nitrogen fixation: a route towards a sustainable agriculture. *Plants*, 9(8), 1011. <https://doi.org/10.3390/plants9081011>
- Souza, F.F., Mathai, P.P., Pauliquevis, T., Balsanelli, E., Pedrosa, F.O., Souza, E.M., Baura, V.A., Monteiro, R.A., Cruz, L.M., Souza, R.A.F., Andrae, M.O., Barbosa, C.G.G., de Angelis, I.H., Sánchez-Parra, B., Pöhlker, C., Weber, B., Ruff, E., Reis, R.A., Godoi, R.H.M., Sadowsky, M.J., Huergo L.F. (2021). Influence of seasonality on the aerosol microbiome of the Amazon rainforest. *Science of the Total Environment*, 760, 144092. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144092>
- Spiers, A.J., Buckling, A., Rainey, P.B. (2000). The causes of *Pseudomonas* diversity. *Microbiology*. 146(10), 2345-2350.
- Stabler, R.A., Marsden, G.L., Witney, A.A., Li, Y., Bentley, S.D., Tang, C.M., Hinds, J. (2005). Identification of pathogen-specific genes through microarray analysis of pathogenic and commensal *Neisseria* species. *Microbiology*, 151(9), 2907-2922. <https://doi.org/10.1099/mic.0.28099-0>
- Stetzenbach, L.D. (2007). Introduction to aerobiology. In: Hurst, C.J., Crawford, R.L., Garland, J.L., Lipson, D.A., Mills, A.L., Stetzenbach, L.D. (eds.) *Manual of environmental microbiology*, ASM Press, Washington DC, pp. 923-938. <https://doi.org/10.1128/9781555815882.ch73>
- Streeter, K., Katouli, M. (2016). *Pseudomonas aeruginosa*: A review of their pathogenesis and prevalence in clinical settings and the environment. *Infect. Epidemiol. Med.*, 2, 25–32. <https://doi.org/10.18869/modares.iem.2.1.25>
- Streit, W.R., Schmitz, R.A. (2004). Metagenomics—the key to the uncultured microbes. *Current opinion in microbiology*, 7(5), 492-498. <https://doi.org/10.1016/j.mib.2004.08.002>
- Su, B., Wang, T., Zhang, G., Liang, Y., Lv, C., Hu, Y., Li, L., Zhou, Z., Wang, X., Bi, X. (2022). A review of atmospheric aging of sea spray aerosols: Potential factors affecting chloride depletion. *Atmospheric Environment*, 119365. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119365>
-

- Subedi, K.D., Ma, B.L. (2009). Corn crop production: growth, fertilization and yield. In: Danforth A.T. (ed.) Corn crop production: growth, fertilization and yield, Nova Science Publishers, Inc., Hauppauge, pp. 1-84.
- Suetrong, S., Schoch, C.L., Spatafora, J.W., Kohlmeyer, J., Volkmann-Kohlmeyer, B., Sakayaroj, J., Phongpaichit, S.; Tanaka, K.; Hirayama, K.; Jones, E.B.G. (2009). Molecular systematics of the marine Dothideomycetes. *Studies in mycology*, 64(1), 155-173. <https://doi.org/10.3114/sim.2009.64.09>
- Summerell, B.A. (2019). Resolving *Fusarium*: Current status of the genus. *Annual review of phytopathology*, 57, 323-339. <https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-082718-100204>
- Sun, Y., Chang, J., Li, Y., Wang, H., Lu, D., Tian, C. (2024). Compositional and functional succession of soil bacterial communities during long-term rice cultivation on saline-alkali soils: Insights derived from a new perspective of the core bacterial taxa. *Pedosphere*, in press. <https://doi.org/10.1016/j.pedsph.2024.06.009>
- Sunagawa, S., Coelho, L.P., Chaffron, S., Kultima, J.R., Labadie, K., Salazar, G., Djahanschiri, B., Zeller, G., Mende, D.R., Alberti, A., Cornejo-Castillo, F.M., Costea, P.I., Cruaud, C., d'Ovidio, F., Engelen, S., Ferrera, I., Gasol, J.M., Guidi, L., Hildebrand, F., Kokoszka, F., Lepoivre, C., Lima-Mendez, G., Poulain, J., Poulos, B.T., Royo-Llonch, M., Sarmiento, H., Vieira-Silva, S., Dimier, C., Picheral, M., Searson, S., Kandels-Lewis, S., Tara Oceans coordinators, Bowler, C., de Vargas, C., Gorsky, G., Grimsley, N., Hingamp, P., Iudicone, D., Jaillon, O., Not, F., Ogata, H., Pesant, S., Speich, S., Stemmann, L., Sullivan, M. B., Weissenbach, J., Wincker, P., Karsenti, E., Raes, J., Acinas, S. G. & Bork, P. (2015). Structure and function of the global ocean microbiome. *Science*, 348(6237), 1261359. <https://doi.org/10.1126/science.1261359>
- Svec, P., Devriese, L.A., Sedláček, I., Baele, M., Vancanneyt, M., Haesebrouck, F., Swings, J., Doskar, J. (2001). *Enterococcus haemoperoxidus* sp. nov. and *Enterococcus moraviensis* sp. nov., isolated from water. *Int J Syst Evol Microbiol*, 51:1567–1574. <https://doi.org/10.1099/00207713-51-4-1567>
- Swap, R., Garstang, M., Greco, S., Talbot, R., Kållberg, P. (1992). Saharan dust in the Amazon Basin. *Tellus B*, 44(2), 133-149. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0889.1992.t01-1-00005.x>
- Systematics Agenda 2000. (1994). Systematics Agenda 2000: Charting the Biosphere, Technical Report. Am Soc Plant Taxonomists, Soc Systematic Biologists, Willi Hennig Society, Association of Systematics Collections, p 16.
- Talley, S.M., Coley, P.D., Kursar, T.A. (2002). The effects of weather on fungal abundance and richness among 25 communities in the Intermountain West. *BMC ecology*, 2(7), 1-11. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-2-7>

- 
- Tarragó, I.B. (1996). An annual study of airborne pollen in northern Mexico City. *Aerobiologia*, 12, 191-195. <https://doi.org/10.1007/BF02248149>
- Teixeira, J.V., Cecílio, P., Gonçalves, D., Vilar, V.J., Pinto, E., Ferreira, H.N. (2016). Multidrug-resistant Enterobacteriaceae from indoor air of an urban wastewater treatment plant. *Environmental monitoring and assessment*, 188, 1-7. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5382-4>
- Temperini, C.V., Pardo, A.G., Pose, G.N. (2018). Diversity of airborne *Cladosporium* species isolated from agricultural environments of northern Argentinean Patagonia: molecular characterization and plant pathogenicity. *Aerobiologia*, 34(2), 227-239. <https://doi.org/10.1007/s10453-018-9509-7>
- Tennakoon, D.S., Thambugala, K.M., de Silva, N.I., Kuo, C.H., Hyde, K.D. (2019). Leaf litter saprobic Didymellaceae (Dothideomycetes) *Leptosphaerulina longiflora* sp. nov. and *Didymella sinensis*, a new record from Roystonea regia. *Asian Journal of Mycology*, 2(1), 87–100.
- Thomas, G.W. (1996). Soil pH and soil acidity. In Sparks, D.L. (Ed.), *Methods of Soil Analysis: Part 3. Chemical Methods*. Agronomy Monograph. American Society of Agronomy-Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 475–490.
- Thomma, B.P., van Esse, H.P., Crous, P.W., & De Wit, P.J. (2005). *Cladosporium fulvum* (syn. *Passalora fulva*), a highly specialized plant pathogen as a model for functional studies on plant pathogenic Mycosphaerellaceae. *Molecular plant pathology*, 6(4), 379-393. <https://doi.org/10.1111/j.1364-3703.2005.00292.x>
- Thomma, B.P.H.J. 2003. *Alternaria* spp.: from general saprophyte to specific parasite. *Molecular plant pathology*, 4(4), 225-236. <https://doi.org/10.1046/j.1364-3703.2003.00173.x>
- Tignat-Perrier, R., Dommergue, A., Thollot, A., Magand, O., Amato, P., Joly, M., Sellegri, K., Vogel, T.M., Larose, C. (2020). Seasonal shift in airborne microbial communities. *Science of the Total Environment*, 716, 137129. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137129>
- Torsvik, V, Øvreås, L. (2002). Microbial diversity and function in soil: from genes to ecosystems. *Current Opinion in Microbiology*, 5, 240-245. [https://doi.org/10.1016/S1369-5274\(02\)00324-7](https://doi.org/10.1016/S1369-5274(02)00324-7)
- Torsvik, V., Goksøyr, J., Daae, F. L. (1990). High diversity in DNA of soil bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.*, 56(3), 782-787. <https://doi.org/10.1128/aem.56.3.782-787.1990>
- Tortosa, G., Fernández-González, A.J., Lasa, A.V., Aranda, E., Torralbo, F., González-Murua, C., Fernández-López, M., Benítez, E., Bedmar, E.J. (2021). Involvement of the metabolically active bacteria in
-

---

the organic matter degradation during olive mill waste composting. *Science of The Total Environment*, 789, 147975. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147975>

Triadó-Margarit, X., Cáliz, J., Casamayor, E.O. (2022). A long-term atmospheric baseline for intercontinental exchange of airborne pathogens. *Environment International*, 158, 106916. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106916>

Tringe, S.G., Zhang, T., Liu, X., Yu, Y., Lee, W.H., Yap, J., Yao, F., Suan, S.T., Ing, S.K., Haynes, M., Rohwer, F., Wei, C.L., Tan, P., Brisotw, P., Rubin, E.M., Ruan, Y. (2008). The airborne metagenome in an indoor urban environment. *PLoS one*, 3(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0001862>

Turner, S.A., Butler, G. (2014). The *Candida* pathogenic species complex. *Cold Spring Harbor perspectives in medicine*, 4(9), a019778. <https://doi.org/10.1101/cshperspect.a019778>

Urrutia-Pereira, M., Rizzo, L., Staffeld, P., Chong-Neto, H., Viegi, G., Solé, D. (2021). Dust from the Sahara to the American Continent: Health impacts: Dust from Sahara. *Allergol. Immunopathol*, 49, 187–194

Valenzuela-Lopez, N., Cano-Lira, J.F., Guarro, J., Sutton, D.A., Wiederhold, N., Crous, P.W., Stchigel, A.M. (2018). Coelomycetous Dothideomycetes with emphasis on the families Cucurbitariaceae and Didymellaceae. *Studies in mycology*, 90(1), 1-69. <https://doi.org/10.1016/j.simyco.2017.11.003>

Valle-Aguirre, G., Velázquez-del Valle, M.G., Corona-Rangel, M.L., Amora-Lazcano, E., Hernández-Lauzardo, A.N. (2016). First aeromycological study in an avocado agroecosystem in Mexico. *Aerobiologia*, 32, 657-667. <https://doi.org/10.1007/s10453-016-9439-1>

Van der Swaluw, E., Asman, W.A., van Jaarsveld, H., Hoogerbrugge, R. (2011). Wet deposition of ammonium, nitrate and sulfate in the Netherlands over the period 1992–2008. *Atmospheric Environment*, 45(23), 3819-3826. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.04.017>

Van Langenhove, L., Verryckt, L.T., Bréchet, L., Courtois, E.A., Stahl, C., Hofhansl, F., Bauters, M., Sardans, J., Boeckx, P., Franssen, E., Peñuelas, J. Janssens, I.A. (2020). Atmospheric deposition of elements and its relevance for nutrient budgets of tropical forests. *Biogeochemistry*, 149, 175-193. <https://doi.org/10.1007/s10533-020-00673-8>

Van Wambeke, F., Taillandier, V., Desboeufs, K., Pulido-Villena, E., Dinasquet, J., Engel, A., Marañón, E., Ridame, C., Guieu, C. (2021). Influence of atmospheric deposition on biogeochemical cycles in an oligotrophic ocean system. *Biogeosciences*, 18(20), 5699-5717. <https://doi.org/10.5194/bg-18-5699-2021>

Vermeulen, L.C., Brandsema, P. S., Van De Kasstele, J., Bom, B.C.J., Sterk, H.A.M., Sauter, F.J., van den Berg, H.H.J.L., de Roda Husman, A.M. (2021). Atmospheric dispersion and transmission of *Legionella*



---

from wastewater treatment plants: A 6-year case-control study. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 237, 113811. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2021.113811>

Videira, S.I.R., Groenewald, J.Z., Nakashima, C., Braun, U., Barreto, R.W., de Wit, P.J., Crous, P.W. (2017). Mycosphaerellaceae—chaos or clarity? *Studies in Mycology*, 87, 257-421. <https://doi.org/10.1016/j.simyco.2017.09.003>

Vignati, E., Facchini, M. C., Rinaldi, M., Scannell, C., Ceburnis, D., Sciare, J., Kanakidou, M., Myriokefalitakis, S., Dentener, F., O'Dowd, C. D. (2010). Global scale emission and distribution of sea-spray aerosol: Sea-salt and organic enrichment. *Atmospheric Environment*, 44(5), 670-677. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.11.013>

Voronina, O.L., Kunda, M.S., Ryzhova, N.N., Aksenova, E.I., Semenov, A.N., Lasareva, A.V., Amelina, E.L., Chuchalin, A.G., Lunin, V.G., Gintsburg, A.L. (2015). The variability of the order Burkholderiales representatives in the healthcare units. *BioMed research international*, 2015, 680210. <https://doi.org/10.1155/2015/680210>

Vu, J., Carvalho, J. (2011). *Enterococcus*: review of its physiology, pathogenesis, diseases and the challenges it poses for clinical microbiology. *Front. Biol.*, 6, 357–366. <https://doi.org/10.1007/s11515-011-1167-x>

Wang, L., Li, J. Q., Zhang, J., Li, Z.M., Liu, H.G., Wang, Y. Z. (2020). Traditional uses, chemical components and pharmacological activities of the genus *Ganoderma* P. Karst.: a review. *RSC advances*, 10(69), 42084-42097. <https://doi.org/10.1039/D0RA07219B>

Wang, L., Wu, C., Ling, Q., Yu, J., Li, W., Wang, W., Zhao, J. (2021b). Characteristics of airborne microbial community in Hefei, eastern China, under a good quality in mid-spring. *Aerobiologia*, 37(3), 615-624. <https://doi.org/10.1007/s10453-021-09712-9>

Wang, M., Liu, F., Crous, P.W., Cai, L. (2017). Phylogenetic reassessment of *Nigrospora*: ubiquitous endophytes, plant and human pathogens. *Persoonia-Molecular Phylogeny and Evolution of Fungi*, 39(1), 118-142. <https://doi.org/10.3767/persoonia.2017.39.06>

Wang, S., Liu, W., Li, J., Sun, H., Qian, Y., Ding, L., Ma, H, Li, J. (2021a). Seasonal variation characteristics of bacteria and fungi in PM<sub>2.5</sub> in typical basin cities of Xi'an and Linfen, China. *Atmosphere*, 12(7), 809. <https://doi.org/10.3390/atmos12070809>

Wang, Y., Hyde, K.D., McKenzie, E.H., Jiang, Y.L., Li, D.W., Zhao, D.G. (2015). Overview of *Stachybotrys* (Memnoniella) and current species status. *Fungal Diversity*, 71, 17-83. <https://doi.org/10.1007/s13225-014-0319-0>

---

Weathers, K.C., Ponette-González, A.G. (2011) Atmospheric deposition. In: Levia, D., Carlyle-Moses, D.E., Tanaka, T. (eds.) *Forest Hydrology and Biogeochemistry: Synthesis of Past Research and Future Directions*, Springer Netherlands, pp. 357-370. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-1363-5\\_17](https://doi.org/10.1007/978-94-007-1363-5_17)

West, J.S., Atkins, S.D., Fitt, B. D. (2009). Detection of airborne plant pathogens; halting epidemics before they start. *Outlooks on Pest Management*, 20(1), 11-14. <https://doi.org/10.1564/20feb05>

White T.J., Bruns T., Lee S., Taylor J. (1990). Amplification and direct sequencing of fungal ribosomal RNA genes of phylogenetics. In: Innis, M.A., Gelfand, D.H., Sninsky, J.J. White, T.J. (eds.), *PCR protocols. A guide to methods and applications*, Academic Press, Inc., New York., pp. 315-322.

WHO. (2002). Global solar UV index: a practical guide (No. WHO/SDE/OEH/02.2). World Health Organization, & International Commission on Non-Ionizing Radiation Protection. <https://www.who.int/publications/i/item/9241590076> (accessed 16 April 2024).

Wilson, I.G. (2004). Airborne *Campylobacter* infection in a poultry worker: case report and review of the literature. *Commun Dis Public Health*, 7(4), 349-353.

Wong, D., Nielsen, T.B., Bonomo, R.A., Pantapalangkoor, P., Luna, B., Spellberg, B. (2017). Clinical and pathophysiological overview of *Acinetobacter* infections: a century of challenges. *Clinical microbiology reviews*, 30(1), 409-447. <https://doi.org/10.1128/cmr.00058-16>

WOS. 2022. Web os Science (WoS) Journal Info. Available at: <https://wos-journal.info/> (accessed 2023 July 12).

Wu, J., Hua, Y., Feng, Y., Xie, W. (2023). Nitrated hydrochar reduce the Cd accumulation in rice and shift the microbial community in Cd contaminated soil. *Journal of Environmental Management*, 342, 118135. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118135>

Wu, P.C., Chen, C.W., Choo, C.Y.L., Chen, Y.K., Yago, J.I., Chung, K.R. (2020). Proper functions of peroxisomes are vital for pathogenesis of citrus brown spot disease caused by *Alternaria alternata*. *Journal of Fungi*, 6(4), 248. <https://doi.org/10.3390/jof6040248>

Xu, A.L., Song, Z.W., Lang, X.L., Chen, X., Xia, Y. (2017). Seasonal variability in bacterial and fungal diversity and community composition of the near-surface atmosphere in coastal megacity. *Aerobiologia*, 33, 555-575. <https://doi.org/10.1007/s10453-017-9489-z>

Xu, R. J., Zhu, Y. A., Liu, N. G., Boonmee, S., Zhou, D. Q., Zhao, Q. (2023). Taxonomy and phylogeny of hyphomycetous muriform conidial taxa from the Tibetan Plateau, China. *Journal of Fungi*, 9(5), 560. <https://doi.org/10.3390/jof9050560>

- Yan, D., Zhang, T., Su, J., Zhang, Y. Q. (2016). Diversity and composition of airborne fungal community associated with particulate matters in Beijing during haze and non-haze days. *Frontiers in Microbiology*, 7, 185348. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00487>
- Yan, G., Cong, L., Zhai, J., Wu, Y., Dai, L., Zhang, Z. (2019). Particle removal in polluted cities: Insights from the wash-off process dynamics for different wetland plants. *Journal of environmental management*, 245, 114-121. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.085>
- Yang, K., Li, L., Wang, Y., Xue, S., Han, Y., Liu, J. (2019). Airborne bacteria in a wastewater treatment plant: emission characterization, source analysis and health risk assessment. *Water research*, 149, 596-606. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.11.027>
- Yang, Z., Lu, W., Long, Y. (2009). Atmospheric dry and wet deposition of heavy metals in Changchun City, China. *Research of Environmental Sciences*, 22(1), 28-34.
- Yarza, P., Yilmaz, P., Pruesse, E., Glöckner, F.O., Ludwig, W., Schleifer, K.H., Whitman, W.B., Euzéby, J., Amann, R. Rosselló-Móra, R. (2014). Uniting the classification of cultured and uncultured bacteria and archaea using 16S rRNA gene sequences. *Nature Reviews Microbiology*, 12(9), 635-645. <https://doi.org/10.1038/nrmicro3330>
- Yokelson, R.J., Crouse, J.D., DeCarlo, P.F., Karl, T., Urbanski, S., Atlas, E., Campos, T., Shinozuka, Y., Kapustin, V., Clarke, A.D., Weinheimer, A., Knapp, D.J. Montzka, D.D. Holloway, J., Weibring, P. Flocke, F. Zheng, W. Toohey, D. Wennberg, P.O. Wiedinmyer, C. Mauldin, L. Fried, A. Richter, D. Walega, J. Jimenez, J.L. Adachi, K. Buseck, P.R. Hall, S.R., Shetter, R. (2009). Emissions from biomass burning in the Yucatan. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9(15), 5785-5812. <https://doi.org/10.5194/acp-9-5785-2009>
- Zender, C.S., Miller, R.L., Tegen, I. (2004). Quantifying mineral dust mass budgets: terminology, constraints, and current estimates. *EOS, Transactions, American Geophysical Union*, 85(48), 509-512. <https://doi.org/10.1029/2004EO480002>
- Zhai, Y., Li, X., Wang, T., Wang, B., Li, C., Zeng, G. (2018). A review on airborne microorganisms in particulate matters: Composition, characteristics and influence factors. *Environment international*, 113, 74-90. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.01.007>
- Zhang, M., Shi, C., Li, X., Wang, K., Qiu, Z., Shi, F. (2023). Changes in the structure and function of rhizosphere soil microbial communities induced by *Amaranthus palmeri* invasion. *Frontiers in Microbiology*, 14, 1114388. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1114388>

Zhang, M., Wang, S., Wu, F., Yuan, X., Zhang, Y. (2007). Chemical compositions of wet precipitation and anthropogenic influences at a developing urban site in southeastern China. *Atmospheric Research*, 84(4), 311-322. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2006.09.003>

Zhang, X.Y., Wang, G.H., Xu, X.Y., Nong, X.H., Wang, J., Amin, M., Qi, S.H. (2016). Exploring fungal diversity in deep-sea sediments from Okinawa trough using high-throughput Illumina sequencing. *Deep Sea Res. Part 1 Oceanogr. Res. Pap.*, 116, 99–105. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2016.08.004>

Zhang, Y., Crous, P.W., Schoch, C.L., Hyde, K.D. (2012). Pleosporales. *Fungal diversity*, 53, 1-221. <https://doi.org/10.1007/s13225-011-0117-x>

Zhao, J. H., Zhang, Y. L., Wang, L. W., Wang, J. Y., Zhang, C. L. (2012). Bioactive secondary metabolites from *Nigrospora sp.* LLGLM003, an endophytic fungus of the medicinal plant *Moringa oleifera* Lam. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 28, 2107-2112. <https://doi.org/10.1007/s11274-012-1015-4>

Zheng, X., Zhao, W., Yan, X., Shu, T., Xiong, Q., Chen, F. (2015). Pollution characteristics and health risk assessment of airborne heavy metals collected from Beijing bus stations. *International journal of environmental research and public health*, 12(8), 9658-9671. <https://doi.org/10.3390/ijerph120809658>

Zhiguo, F., Zhiyun, O., Lifeng, H., Xiaoke, W., Hong, M. (2004). Progresses of airborne microbial communities in urban ecosystem. *Acta Ecologica Sinica*, 24(2), 315-322.

Zhou, F., Wang, Y. (2013). Characteristics of antibiotic resistance of airborne *Staphylococcus* isolated from metro stations. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 10(6), 2412-2426. <https://doi.org/10.3390/ijerph10062412>