



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS
ECOLOGÍA

VARIACIÓN DE LA DIVERSIDAD DE FLORA Y FAUNA EN TRES AZOTEAS
VERDES DE LA CIUDAD DE MÉXICO

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

JULYO ESPINOZA HERNÁNDEZ

TUTORA PRINCIPAL DE TESIS: DRA. MARGARITA COLLAZO ORTEGA
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

COMITÉ TUTOR: DRA. MARÍA FÉLIX RAMOS ORDÓÑEZ
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA, UNAM

COMITÉ TUTOR: DR. ZENÓN CANO SANTANA
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

Ciudad Universitaria, CDMX.

Abril, 2021.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
FACULTAD DE CIENCIAS
ECOLOGÍA

**VARIACIÓN DE LA DIVERSIDAD DE FLORA Y FAUNA EN TRES AZOTEAS
VERDES DE LA CIUDAD DE MÉXICO**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

JULYO ESPINOZA HERNÁNDEZ

TUTORA PRINCIPAL DE TESIS: DRA. MARGARITA COLLAZO ORTEGA
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

COMITÉ TUTOR: DRA. MARÍA FÉLIX RAMOS ORDÓÑEZ
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA, UNAM

COMITÉ TUTOR: DR. ZENÓN CANO SANTANA
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

Ciudad Universitaria, CDMX.

Abril, 2021.

COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

OFICIO CPCB/070/2021

ASUNTO: Oficio de Jurado

M. en C. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar, UNAM
P r e s e n t e

Me permito informar a usted que en la reunión virtual del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día **23 de marzo de 2020** se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** en el campo de conocimiento de **ECOLOGÍA** del estudiante **ESPINOZA HERNÁNDEZ JULYO** con número de cuenta **302762666** con la tesis titulada **“Variación de la diversidad de flora y fauna en tres azoteas verdes de la Ciudad de México”**, realizada bajo la dirección de la **DRA. MARGARITA COLLAZO ORTEGA**, quedando integrado de la siguiente manera:

Presidente: DR. JOSÉ GUADALUPE PALACIOS VARGAS
Vocal: DR. ÁNGEL SALVADOR ARIAS MONTES
Secretario: DRA. MARÍA FÉLIX RAMOS ORDOÑEZ
Suplente: DR. EDUARDO ALBERTO PÉREZ GARCÍA
Suplente: DRA. MARTHA JUANA MARTÍNEZ GORDILLO

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

A T E N T A M E N T E
“POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU”
Cd. Universitaria, Cd. Mx., a 27 de enero de 2021

COORDINADOR DEL PROGRAMA



DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA



COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Unidad de Posgrado, Edificio D, 1º Piso. Circuito de Posgrados, Ciudad Universitaria
Alcaldía Coyoacán. C. P. 04510 CDMX Tel. (+5255)5623 7002 <http://pcbiol.posgrado.unam.mx/>

AGRADECIMIENTOS INSTITUCIONALES

Al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México, por darme la oportunidad de desarrollar este proyecto en nuestra máxima casa de estudios.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por el apoyo económico otorgado para la realización de este proyecto.

A la Dra. Margarita Collazo Ortega, mi tutora principal, por abrirme las puertas del Laboratorio de Desarrollo en Plantas y permitirme profundizar en este tema que tanto me apasiona. Su apoyo y calidez invaluable son la base misma de este estudio.

A la Dra. María Félix Ramos Ordoñez, por su amplia experiencia que guió en todo momento el desarrollo de este estudio; por ser una persona admirable e incansable y, en particular, por brindarme la oportunidad de compartir un poco de lo aprendido con los biólogos en formación.

Al Dr. Zenón Cano Santana, por todo su apoyo y paciencia para el análisis de los muchos y muy diversos datos obtenidos, por contactarme con especialistas invaluable para este estudio y, sobre todo, por compartir la pasión por estos ecosistemas urbanos.

AGRADECIMIENTOS A TÍTULO PERSONAL

Al Biól. Jerónimo Reyes Santiago, por su invaluable apoyo en la gestión del acceso a los sitios de estudio, la identificación de las plantas y la difusión de la importancia de las azoteas verdes en México.

Al Biól. Jorge Fernando Rojas Gutiérrez, por su ayuda en la identificación de las herbáceas.

Al M. en C. Iván Israel Castellanos Vargas y al Dr. Oscar Francke Ballve, por su asesoría técnica en la identificación de invertebrados edáficos.

A la Dra. Blanca Estela Mejía Recamier y al Dr. Arturo Gómez García, del Laboratorio de Microartrópodos, por el apoyo técnico y orientación para el estudio de la mesofauna.

A la M. en F. P. Ana Isabel Bieler Antolín y al M. en C. Alejandro Martínez Menat, del Laboratorio de Microcine, por su apoyo para la toma de fotografías de invertebrados edáficos y mesofauna.

A los miembros del jurado, Dra. María Felix Ramos Ordoñez, Dra. Martha Juana Martínez Gordillo, Dr. Salvador Arias Montes, Dr. Eduardo Pérez García y Dr. José Palacios Vargas, por sus valiosas correcciones, comentarios y sugerencias que ayudaron a enriquecer este estudio.

Al Colegio Americano (The American School Foundation), por permitirme ingresar a sus instalaciones para desarrollar parte de este estudio.

A todos mis amigos y compañeros del Laboratorio de Desarrollo en Plantas y, en particular, a mis hermanitas académicas, Gaby e Ivonne. Con cariño.

Al Dr. Stephan Brenneissen, quien me contagió su pasión por las azoteas verdes y me impulsó a tomar este rumbo en mi formación profesional.

DEDICATORIA

A mi mamá, con todo mi amor y admiración.

A Gina y Eliza, dos perlas de mi corazón.

A Mar, por tu valor y perseverancia.

A Kiara, por su compañía.

νεμο πιν εστ θυι μυνδυμ νον ρεδδατ μελιορεμ

"Qué hombre es un hombre si no hace de su mundo un lugar mejor"

ÍNDICE

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
I. INTRODUCCIÓN	3
I.1. Justificación.....	5
I.2. Hipótesis.....	5
II. OBJETIVOS	6
II.1. Objetivo general	6
II.2. Objetivos particulares.....	6
III. ANTECEDENTES	8
III.1. Urbanización y pérdida de áreas verdes.....	8
III.2. Biodiversidad en las ciudades.....	10
III.3. Azoteas verdes: origen, características y beneficios.	13
III.4. Las azoteas verdes como un refugio de flora y fauna.....	19
III.4.1. Flora en las azoteas verdes	21
III.4.2. Vertebrados en las azoteas verdes	22
III.4.3. Invertebrados edáficos en las azoteas verdes	24
III.4.4. Mesofauna edáfica en las azoteas verdes	26
IV. METODOLOGÍA	30
IV.1. Sitios de estudio	30
IV.1.1. Edificio de colecciones de plantas vivas del Jardín Botánico (JB).....	32

IV.1.2. Edificio de la Coordinación de la Investigación Científica (CIC)	34
IV.1.3. Edificio Fine Arts Center del Colegio “The American School Foundation” (ASF)	36
IV.2. Metodología específica por grupos de estudio	38
IV.2.1. Flora	38
IV.2.2. Vertebrados.....	39
IV.2.3. Invertebrados edáficos.....	40
IV.2.4. Mesofauna edáfica.....	45
IV.3. Análisis de datos.....	47
V. RESULTADOS	52
V.1. Características meteorológicas	52
V.2. Flora	54
V.3. Vertebrados.....	59
V.4. Invertebrados edáficos	70
V.5. Mesofauna edáfica	80
VI. DISCUSIÓN	87
VI.1. Flora.....	87
VI.2. Vertebrados	93
VI.3. Invertebrados edáficos	97
VI.4. Mesofauna edáfica	101
VI.5. Discusión general y conclusiones.....	103
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	110

ANEXOS	122
Anexo 1.....	122
Anexo 2.....	123
Anexo 3.....	130
Anexo 4.....	131

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Sistema básico de capas que conforman una azotea verde.	15
Figura 2. Ubicación de los sitios de estudio.....	30
Figura 3. Estaciones meteorológicas en los sitios JB y CIC.....	31
Figura 4. Fototrampas estratégicamente colocadas en cada sitio.....	39
Figura 5. Esquema básico de las trampas pitfall	41
Figura 6. Trampas pitfall en ambientes de alta y baja diversidad y densidad vegetal.....	42
Figura 7. Batería de embudos de Berlese-Tullgren.....	46
Figura 8. Promedio mensual de la temperatura máxima, media y mínima por sitio, con base en los datos de las estaciones meteorológicas.	52
Figura 9. Promedio mensual de precipitación por sitio y temporadas correspondientes, con base en los datos de las estaciones meteorológicas.	53
Figura 10. Promedio mensual de la humedad máxima, media y mínima por sitio, con base en los datos de las estaciones meteorológicas.	53
Figura 11. Número total de especies vegetales por orden.	54
Figura 12. Representantes de los órdenes de flora con mayor riqueza, identificados en las azoteas verdes estudiadas.....	54
Figura 13. Diversidad taxonómica y riqueza de vegetación entre sitios.....	55
Figura 14. Diversidad taxonómica entre categorías de especies por sitio.....	56
Figura 15. Número de especies exclusivas por sitio y compartidas entre sitios para las especies primarias y secundarias.....	57
Figura 16. Riqueza de especies vegetales por categoría, entre sitios y temporadas.....	58
Figura 17. Análisis de residuales para la permanencia esperada de especies vegetales por categoría.....	59

Figura 18. Representantes de los vertebrados identificados en las azoteas verdes estudiadas	61
Figura 19. Curvas de acumulación de especies para vertebrados en cada azotea verde	62
Figura 20. Abundancia de vertebrados registrados mediante observación directa por sitio	63
Figura 21. Abundancia de vertebrados registrados mediante fototrampeo por sitio	64
Figura 22. Número de especies exclusivas por sitio y compartidas entre sitios para vertebrados.....	66
Figura 23. Comparativa de índices de diversidad de Shannon entre temporadas por sitio para vertebrados.....	67
Figura 24. Cambio porcentual de la composición de vertebrados entre temporadas por sitio.	68
Figura 25. Actividades de los vertebrados registradas por sitio y temporada	69
Figura 26. Análisis de residuales para el uso que hacen los vertebrados de cada sitio....	69
Figura 27. Diversidad de invertebrados edáficos en las azoteas verdes estudiadas	70
Figura 28. Número de individuos y riqueza de invertebrados edáficos por orden en las tres azoteas verdes.	71
Figura 29. Curvas de acumulación de especies para invertebrados edáficos en cada azotea verde.....	72
Figura 30. Número de especies exclusivas de cada sitio y compartidas entre sitios.	75
Figura 31. Comparativa de índices de diversidad de Shannon entre temporadas por sitio para invertebrados edáficos	76
Figura 32. Cambio porcentual de la composición de invertebrados edáficos entre temporadas por sitio.	77
Figura 33. Relación de la abundancia y riqueza de invertebrados edáficos con la diversidad vegetal.	78

Figura 34. Relación de la abundancia y riqueza de invertebrados edáficos con la densidad vegetal.	78
Figura 35. Análisis de residuales para la relación entre la abundancia y la riqueza de invertebrados edáficos y una alta diversidad o densidad vegetales.....	79
Figura 36. Diversidad de mesofauna edáfica en las azoteas verdes estudiadas	80
Figura 37. Comparativa de índices de diversidad de Shannon entre temporadas por sitio para la mesofauna edáfica	83
Figura 38. Cambio entre temporadas de la abundancia de mesofauna edáfica por sitio..	84
Figura 39. Relación de la abundancia y riqueza de mesofauna edáfica con la diversidad vegetal.	85
Figura 40. Relación de la abundancia y riqueza de mesofauna edáfica con la densidad vegetal.	86
Figura 41. Permanencia de especies primarias de géneros <i>Agave</i> , <i>Echeveria</i> , <i>Sedum</i> y <i>Opuntia</i> en una sección del JB, desde la plantación inicial hasta la actualidad	88

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Especificaciones de peso y sustrato por tipo de azotea verde	16
Tabla 2. Ficha técnica de la azotea verde del Jardín Botánico.....	33
Tabla 3. Ficha técnica de la azotea verde de la Coordinación de la Investigación Científica.	35
Tabla 4. Ficha técnica de la azotea verde de la American School Foundation.....	37
Tabla 5. Puntos de muestreo de invertebrados edáficos en el JB.....	42
Tabla 6. Puntos de muestreo de invertebrados edáficos en el CIC	43
Tabla 7. Puntos de muestreo de invertebrados edáficos en el ASF.	43
Tabla 8. Número de especies vegetales por categoría identificadas en cada sitio.....	56

Tabla 9. Listado de vertebrados por sitio y método de registro	60
Tabla 10. Riqueza total e índices de diversidad y equitatividad para vertebrados por sitio.	65
Tabla 11. Número de individuos, riqueza e índices de diversidad por temporada para vertebrados por sitio.	66
Tabla 12. No. de individuos, riqueza, frecuencia relativa y densidad por sitio para invertebrados edáficos.....	74
Tabla 13. Número de individuos, riqueza e índices de diversidad por temporada para invertebrados edáficos por sitio.	75
Tabla 14. Número de individuos para la mesofauna edáfica por grupo.....	81
Tabla 15. No. de individuos, frecuencia relativa y densidad por sitio para mesofauna edáfica.	82
Tabla 16. Cambio estacional de la abundancia de mesofauna edáfica por sitio	85
Tabla 17. Comparativa de la riqueza vegetal encontrada en estudios realizados en otras azoteas verdes respecto de la presente investigación	87
Tabla 18. Valores totales de la abundancia, riqueza, diversidad de especies y diversidad taxonómica de la flora y fauna de las tres azoteas verdes estudiadas.	104
Tabla 19. Variación entre temporadas del número de individuos y la riqueza de especies, morfoespecies o grupos, para las tres azoteas verdes	106

RESUMEN

La pérdida de áreas verdes por el crecimiento urbano es una de las mayores amenazas actuales a la biodiversidad, ya que conlleva a la fragmentación de hábitats y a la pérdida de especies nativas. Ante este panorama, las azoteas verdes se han posicionado como una tecnología alterna que permite aprovechar los espacios subutilizados en los edificios de las ciudades, como son los techos, para generar un hábitat para la flora y fauna locales, al tiempo que provee diversos servicios ambientales, sociales y económicos. En la Ciudad de México, donde el 80 % de la superficie está ocupada por edificios y vialidades, este sistema fue probado, por primera vez, hace más de veinte años. Desde entonces, su uso se ha extendido lentamente, junto con el estudio de sus virtudes y potencialidades. Ante los beneficios ecosistémicos que se le han reconocido en diversos países, el presente estudio busca sumarse a este esfuerzo al determinar la composición de especies de flora y fauna que pueden sustentar tres azoteas verdes de tipos y ubicaciones distintas en la Ciudad de México, así como evaluar el cambio estacional en sus comunidades y determinar las causas de la variación entre sitios. Para ello, se llevaron a cabo censos para la flora y muestreos para tres grupos de fauna (vertebrados, invertebrados edáficos y mesofauna edáfica), durante los años 2017 y 2018 con repeticiones estacionales. Como resultado de esta investigación se encontraron 236 especies de plantas, 26 de vertebrados, 121 de invertebrados edáficos y 10 grupos de mesofauna edáfica. Se determinó que las fuentes de variación de la diversidad entre azoteas verdes corresponden a la diversidad taxonómica vegetal, a la aplicación de riego suplementario durante la temporada de secas y a la conectividad con el arbolado circundante. Asimismo, se encontró que las azoteas verdes ubicadas en un entorno más urbanizado son visitadas con mayor frecuencia por vertebrados en busca de alimento. Se determinó también que la densidad vegetal favorece la abundancia y riqueza de invertebrados edáficos y mesofauna edáfica, independientemente de la diversidad que sustente. Estos resultados permiten concluir que las azoteas verdes cumplen efectivamente con la función de ser un hábitat de especies vegetales y animales en la Ciudad de México.

ABSTRACT

Loss of green spaces due to urban sprawl is one of the greatest current threats to biodiversity as it leads to habitat fragmentation and loss of native species. Given this scenario, green roofs have positioned as an alternative technology that allows us to take advantage of the underutilized spaces in city buildings, such as roofs, to generate a habitat for the local flora and fauna while providing several environmental, social, and economical benefits. In Mexico City, where 80 % of its surface is covered by buildings and roads, this system was first tested more than twenty years ago. Since then, its use has spread slowly, along with the research of its virtues and potentials. Given the ecosystem importance that has been recognized on this technology in various countries, this study sought to determine the species composition of flora and fauna that can be supported in three green roofs of different types and locations in Mexico City, as well as evaluate seasonal changes in their communities and determine the causes of variations between sites. To accomplish this, we carried out seasonal censuses for vegetation and seasonal samplings for three different groups of fauna (vertebrates, soil invertebrates, and soil mesofauna) during 2017 and 2018. As a result, we found 236 species of plants, 26 of vertebrates, 121 of soil invertebrates, and 10 groups of soil mesofauna. We found out that the main factors of variation of the diversity between green roofs correspond to the plant taxonomic diversity, to the application of supplementary irrigation during the dry season and, the connectivity with the surrounding trees. Likewise, we found that green roofs located in a more urbanized environment are visited more frequently by vertebrates in search of food. We also found out that plant density favors the abundance and richness of soil invertebrates and mesofauna, regardless of the diversity held. These results allow us to conclude that green roofs effectively fulfill the function of being a habitat for plant and animal species in the urban matrix of Mexico City.

I. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, la migración de la población rural hacia las ciudades ha generado un aumento sin precedentes en el área urbana global, la cual actualmente abarca casi el 1 % de la superficie total del planeta (Angel *et al.*, 2005; Schneider *et al.*, 2009), y alberga a más del 50 % de la población mundial (UN, 2014). Este fenómeno es reconocido como una amenaza grave a la biodiversidad (Botzat *et al.*, 2016), debido a que implica la pérdida y fragmentación de áreas naturales, el aumento en la generación de contaminantes y una serie de cambios en los factores abióticos del entorno (McIntyre *et al.*, 2001; McKinney, 2002; Tait *et al.*, 2005). Asimismo, diversos estudios han señalado que las especies de flora y fauna que se desarrollan en las ciudades son, en su mayoría, exóticas, generalistas y de amplia distribución (McKinney, 2002, 2006; Sharma y Amritphale, 2007; Kotze *et al.*, 2011). En el marco de esta problemática, las azoteas verdes surgen como una alternativa para compensar la falta de áreas verdes, tanto naturales como artificiales, principalmente en las zonas de mayor densidad urbana, abriendo la posibilidad de recuperar parcialmente los hábitats perdidos dentro de las ciudades (Bates *et al.*, 2013), y mejorar la calidad de vida de sus habitantes.

Una azotea verde es un sistema multicapa que permite el desarrollo de una cobertura vegetal en una superficie expuesta, sin comprometer la integridad de las capas inferiores y la estructura de la edificación (Ibáñez, 2008). Entre los beneficios ecológicos y económicos que ofrecen destacan el control de la escorrentía pluvial, el aumento en la eficiencia energética, la mitigación del efecto “isla de calor”, la provisión de un sistema impermeabilizante de larga duración, el aislamiento del ruido exterior y mitigación de la contaminación aérea, entre otros (Getter y Rowe, 2008). Debido a que las condiciones ambientales en las azoteas son menos favorables que a nivel de suelo, es preferible colocar plantas tolerantes al estrés, tales como suculentas y otras especies nativas,

preferentemente xerófitas gracias a su adaptación al clima local (Oberndorfer *et al.*, 2007). Una vez establecidas, las azoteas verdes son colonizadas por diversos animales, que se ven atraídos por la disponibilidad de microambientes, por los recursos que ofrecen las plantas colocadas e incluso por la existencia de asociaciones interespecíficas con éstas (Cook-Patton y Bauerle, 2012).

En los últimos años se han desarrollado diversos estudios en países como Suiza, Reino Unido y Estados Unidos, con la finalidad de conocer la diversidad de flora y fauna que se desarrolla y permanece dentro de las azoteas verdes (Coffman y Waite, 2011; Bates *et al.*, 2013; Braaker *et al.*, 2014; Madre *et al.* 2014). Destaca el registro de especies consideradas como amenazadas o raras a nivel nacional (Brenneisen, 2006; Kadas, 2006), así como la presencia de nidos luego de la desaparición del hábitat natural circundante (Baumann, 2006). Estos estudios demuestran que las azoteas verdes cuentan con el potencial de sustentar hábitats adecuados que favorezcan la subsistencia de una gran biodiversidad en el entorno urbano.

En México, y en general en América Latina, los estudios al respecto son escasos (Dunster y Coffman, 2015), por lo que es importante profundizar en el conocimiento de los grupos de flora y fauna que hacen uso de estos espacios, así como las diferencias que reflejan bajo los distintos entornos y usos que tienen dentro del área urbana. Así, en el presente estudio se evaluó la composición de flora y fauna en tres azoteas verdes de tipos y ubicaciones distintas, así como la variación entre sitios y temporadas, de modo que se pueda conocer de manera inicial su potencial como refugio de la biodiversidad en la Ciudad de México.

I.1. Justificación

De acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas, el aumento de la superficie urbana mundial será constante durante las próximas décadas, con lo que aumentarán las presiones sobre las ya escasas áreas verdes existentes dentro de las ciudades y sus alrededores. En México, más del 80% de la población reside en áreas urbanas, las cuales están cubiertas en su gran mayoría por edificios y vialidades. Bajo este escenario, los sistemas de naturación, como lo son las azoteas verdes, jugarán un papel fundamental, ya que son consideradas como una de las tecnologías más prometedoras en la actualidad para aumentar las superficies de áreas verdes en las ciudades. Por este motivo, es de capital importancia entender en qué medida las azoteas verdes son un refugio efectivo para la biodiversidad de flora y fauna urbana, y qué servicios ambientales pueden llegar a aportar. Para esto es indispensable conocer la cantidad y tipo de especies que las habitan, así como identificar la existencia de factores determinantes en su atracción y retención. Eventualmente, esta información puede servir para generar diseños ecológicamente funcionales que favorezcan la proliferación y permanencia de fauna y flora nativas en las ciudades.

I.2. Hipótesis

Se espera que el uso y entorno urbano de tres azoteas verdes distintas genere una diferencia significativa en la diversidad y composición de flora y fauna que sustentan entre sí.

II. OBJETIVOS

II.1. Objetivo general

Determinar la riqueza y diversidad de flora y fauna (plantas vasculares, vertebrados, invertebrados edáficos y mesofauna edáfica), en tres azoteas verdes de la Ciudad de México, de tipos y entornos distintos y analizar las variaciones entre temporadas y entre sitios de estudio.

II.2. Objetivos particulares

Flora

- Determinar la riqueza de especies de plantas vasculares para cada sitio.
- Categorizar las especies identificadas de acuerdo con su proveniencia.
- Determinar la relación entre la diversidad taxonómica y la riqueza para cada sitio.
- Evaluar la similitud en la composición de especies entre sitios, por categoría.
- Evaluar la variación entre temporadas en la riqueza de especies presente en cada sitio, por categoría.

Vertebrados

- Analizar la riqueza de especies de vertebrados y su abundancia para cada sitio.
- Determinar la diversidad de especies y diversidad taxonómica para cada sitio.
- Evaluar la similitud en la riqueza y diversidad de vertebrados entre sitios.
- Evaluar la variación entre temporadas de la riqueza y diversidad de especies en cada sitio.
- Evaluar las actividades que realizan los vertebrados en estos sitios, por temporada.

Invertebrados edáficos

- Analizar la riqueza de especies de invertebrados edáficos y su abundancia en tres azoteas verdes.
- Determinar la diversidad de especies y diversidad taxonómica para cada sitio.
- Evaluar la similitud en la riqueza y diversidad de invertebrados edáficos entre sitios.
- Evaluar la variación entre temporadas de la riqueza y diversidad de especies en cada sitio.
- Analiza la relación entre la presencia de invertebrados edáficos y la densidad y diversidad de vegetación.

Mesofauna edáfica

- Determinar el número de individuos y riqueza de la mesofauna presente en el sustrato de tres azoteas verdes.
- Analizar la similitud en el número de individuos de la mesofauna edáfica entre sitios.
- Evaluar la variación entre temporadas de la abundancia y diversidad de mesofauna edáfica en cada sitio.
- Analizar la relación entre la abundancia de la mesofauna edáfica y la densidad y diversidad de vegetación.

III. ANTECEDENTES

III.1. Urbanización y pérdida de áreas verdes

La urbanización, entendida como el incremento en la proporción de habitantes de las ciudades respecto a aquella de zonas rurales (Satterthwaite *et al.*, 2010), es un fenómeno reciente que alcanzó niveles sin precedentes en el siglo XX, a partir de la explosión demográfica de la posguerra (Ramos, 1984). Desde entonces, el número de habitantes en áreas urbanas ha ido aumentando paulatinamente, pasando del 30 % de la población mundial en 1950, al 55 % en 2018. De acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas, si esta tendencia continúa, para el año 2030 la proporción poblacional radicada en ciudades será del 66 % (UN-DESA, 2019), lo que en consecuencia generará un incremento en el área urbana global de más del 100 %, alcanzando una cobertura del 1.1 % de la superficie continental total (Angel *et al.*, 2005; Schneider *et al.*, 2009). En el caso particular de México, la población que reside en áreas urbanas ha aumentado del 71 % en 1990 al 80 % en 2018, estimándose que ascenderá hasta el 84 % para el 2030 (UN-DESA, 2019; Banco Mundial, 2020).

Entre las problemáticas asociadas a este fenómeno destaca la pérdida de áreas verdes, cuyas consecuencias se registran tanto para la población urbana como para la biodiversidad en general. De acuerdo con Jerrett y van den Bosch (2018), las áreas verdes juegan un papel fundamental en la procuración del bienestar físico y psicológico de los habitantes de las ciudades, de modo que la pérdida de estas áreas puede acarrear severos problemas de salud. Ejemplo de esto se tiene al considerar que la vegetación participa en la captura y reducción de gases de efecto invernadero (Kendall y McPherson, 2011), por lo que su pérdida resulta en un riesgo para la salud de los habitantes, toda vez que las ciudades son responsables de la generación del 70 % de estos gases (IEA, 2008). Esto podría estar relacionado con la mortalidad atribuida a contaminantes atmosféricos, que tan

solo en 2016 ascendió a 6.5 millones de personas en el mundo (IEA, 2016), y a más de 31,000 tan solo en México (Coneval, 2018).

Otro efecto poco estudiado es la denominada “extinción de la experiencia natural”, que se define como la disminución del interés de los habitantes de una ciudad hacia la biodiversidad urbana cuando ésta disminuye su riqueza. La desafección del entorno natural promueve una desconexión de éste y, eventualmente, conlleva a su degradación (Pyle, 1978; 2003). De acuerdo con Miller (2005), este desconocimiento de la naturaleza ha alcanzado el punto en que los servicios ambientales que ofrece son considerados prescindibles en el día a día de la población urbana. Por lo anterior, el entendimiento de este fenómeno es de capital importancia al considerar que, para esta población que asciende a más de 4,000 millones de personas en el mundo y a más de 94 millones en México (INEGI, 2020), su primer y más importante contacto con la naturaleza se da a través de la biodiversidad urbana, a partir de la cual define sus percepciones y actitudes hacia la naturaleza en general (Huckauf, 2008).

Los efectos registrados en la biodiversidad a partir del crecimiento de las ciudades son diversos. En principio, la urbanización es reconocida como una de las mayores amenazas a la biodiversidad a escala global (Botzat *et al.*, 2016), ya que está asociada a la pérdida, fragmentación, aislamiento y contaminación de los hábitats naturales, la introducción y dispersión de especies exóticas, el aumento en las tasas de extinción de especies nativas y diversos cambios en procesos climáticos, edáficos e hidrológicos (McIntyre *et al.*, 2001; McKinney, 2002; Tait *et al.*, 2005). En particular, McKinney (2002, 2006) establece que, en comparación con las áreas rurales, los centros urbanos presentan menos de la mitad de la riqueza de especies en grupos como plantas, aves, mamíferos y artrópodos, no sólo debido al retiro sistemático de las áreas verdes, sino también a la homogenización de la vegetación inherente a la urbanización, ya que se favorecen especies

comunes de alta resistencia por sobre las nativas (Saebo *et al.*, 2003). Esto deriva en que distintas ciudades presenten una mayor similitud entre la vegetación que sustentan entre sí, en comparación con la existente en sus entornos particulares. A diferencia de otros impactos, la urbanización es de larga duración, ya que mientras algunas áreas agrícolas o sujetas a manejo forestal eventualmente manifiestan una sucesión ecológica, las áreas urbanas no solo persisten, sino que continúan expandiéndose, poniendo en riesgo los ecosistemas contiguos (Stein *et al.*, 2000).

Estos efectos adversos se promueven desde el trazo de las ciudades, ya que en su expansión no se sigue un diseño que permita la continuidad de las áreas verdes ni de los servicios ambientales asociados a éstas. De hecho, se estima que más del 80 % de la superficie en las áreas urbanas más densas, está cubierto por edificios y vialidades, de modo que, tan solo el 20 % restante cuenta con algún tipo de área verde (PAOT, 2020). Sin embargo, estos remanentes están sujetos a una serie de impactos negativos, tales como erosión, pisoteo, contaminación, invasión de especies exóticas e incluso a una reducción en su superficie o volumen (Wasowski y Wasowski, 2000; McKinney, 2002). La presión continua de esta problemática ha derivado en la pérdida de hábitats para la flora y fauna nativa y en la disminución de diversos servicios ambientales, como la infiltración de agua al subsuelo, captura de dióxido de carbono, prevención de la erosión y termorregulación de la ciudad (SMA-GDF, 2009).

III.2. Biodiversidad en las ciudades

El diseño de las ciudades ha propiciado que la biodiversidad urbana se desarrolle en un ecosistema de fragmentos (Collins *et al.*, 2000), lo que favorece el establecimiento de especies generalistas, con una alta capacidad de distribución y altas tasas de crecimiento poblacional (Sharma y Amritphale, 2007; Kotze *et al.*, 2011). En California, por ejemplo, se encontró que las mariposas generalistas y multivoltinas son más comunes en áreas poco

arboladas y más urbanizadas, mientras que las especialistas univoltinas son más comunes en las áreas boscosas (Niell *et al.*, 2007). Asimismo, Knapp *et al.* (2009) encontraron que la capacidad de dispersión a gran distancia de las plantas en las ciudades aumenta su frecuencia, independientemente del medio de dispersión.

A pesar de lo anterior, las ciudades son capaces de sustentar una gran biodiversidad, debido a la heterogeneidad de ambientes propios y, mayormente, ajenos de su medio circundante, lo que les permite integrar una amplia variedad de hábitats (Knapp *et al.*, 2009). Con base en lo reportado por Kotze *et al.* (2011), los principales hábitats que existen en los entornos urbanos, así como sus características generales son los siguientes:

Parques: Comprenden espacios tales como bosques y jardines públicos dominados por árboles, arbustos y especies florales ornamentales. La presencia de plantas de estados sucesionales tempranos y de árboles maduros, así como la cercanía de los jardines domésticos del área urbana, permiten el desarrollo de un hábitat único compuesto por especies nativas y exóticas (Kotze *et al.*, 2011; Hunter, 2014).

Jardines domésticos: Constituyen un conjunto de áreas verdes heterogéneas de pequeñas dimensiones, que tiene el potencial de aumentar la biodiversidad local mediante la provisión de plantas huésped y de una variedad de hábitats (Tallamy 2009). En algunas ciudades, los jardines domésticos llegan a representar entre el 22 y 36 % del área urbana total, por lo que son reconocidos como componentes fundamentales de la infraestructura verde (Cameron *et al.*, 2012). Dichos jardines, como hábitats complementarios, promueven la conservación de la biodiversidad y ponen en contacto a los residentes con la naturaleza, lo que genera experiencias educativas e interacciones que contribuyen a una mejora en el bienestar del ser humano y a un mayor cuidado de la biota urbana.

Hábitats ruderales: Están representados por remanentes de vegetación natural y terrenos baldíos. Son hábitats abiertos y complejos que se desarrollan en sitios perturbados, en algunos casos con suelos pobres en nutrientes. Estos sitios contienen un gran mosaico de hábitats sucesionales que proveen un paisaje dinámico y heterogéneo, lo cual favorece que sustenten una diversidad importante (Connop *et al.*, 2013). En Inglaterra, por ejemplo, la rivera del Támesis es hogar de más de 100 especies incluidas en la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y más de 400 consideradas raras a nivel nacional, destacando algunos coleópteros e himenópteros (Robins *et al.*, 2013).

Vegetación de vialidades: Incluye áreas como glorietas, camellones y banquetas donde la cobertura vegetal está sujeta a un mantenimiento constante. El uso de plantas exóticas en estas áreas es común gracias a su resistencia a las condiciones ambientales urbanas (Sjöman *et al.*, 2016); sin embargo, se ha reconocido que las plantas nativas, en particular los árboles, tienen una mayor capacidad de sustentar una gran variedad de artrópodos, lo que, a su vez, atrae a vertebrados insectívoros, en beneficio de toda la cadena trófica (Bhullar y Majer, 2000). Asimismo, la vegetación que se desarrolla en los acotamientos está representada en buena medida por plantas generadoras de néctar, mismas que están asociadas a la riqueza de mariposas y polillas (Saarinen *et al.*, 2005).

Tiraderos de basura: Incluye espacios localizados al interior y a las afueras de las ciudades. Proveen de recursos como carroña, comida en descomposición y estiércol a comunidades de artrópodos detritívoros, como algunos coleópteros y dípteros. Estos insectos, por lo general, son considerados indeseables por lo que son sistemáticamente eliminados mediante la remoción de sus recursos y hábitats de crianza (Kotze *et al.*, 2011).

Construcciones: Estas áreas son las más abundantes en las ciudades y aunque, por lo general, no sustentan vegetación, proveen condiciones cálidas y secas que favorecen el establecimiento de diversos taxa. En particular algunas especies termófilas o de climas cálidos se ven beneficiadas por el efecto de “isla de calor”, propio de las áreas urbanas (Kotze *et al.*, 2011).

Muros y azoteas verdes: Estos sistemas de naturación urbana han sido desarrollados durante las últimas décadas, buscando mitigar la pérdida de áreas verdes en las ciudades. En particular las azoteas verdes son reconocidas como refugios para la biodiversidad al ser espacios inaccesibles al público en general, donde la vegetación colocada es en su mayoría nativa (Schindler *et al.*, 2011; Brenneisen, 2006). Gracias a los diversos beneficios económicos, ecológicos y sociales que ofrecen, su uso se ha popularizado en varios países hasta ser incluso de instalación obligatoria (Maclvor *et al.*, 2016). Esta tecnología es reconocida como una de las más prometedoras para aumentar las superficies de áreas verdes en las ciudades (Madre *et al.*, 2013).

III.3. Azoteas verdes: origen, características y beneficios.

Una azotea verde es un sistema multicapa que permite el desarrollo de una cobertura vegetal sobre la azotea de una edificación, sin comprometer la integridad de las capas inferiores ni su estructura (Ibáñez, 2008). A los edificios que sustentan este tipo de sistemas se les ha denominado “edificios de hábitats integrados” (Brenneisen, 2006) y forman parte de la red de áreas verdes conocida como Infraestructura Verde Urbana, o UGI por sus siglas en inglés (Pauleit *et al.*, 2019). El origen de esta tecnología se remonta a finales del siglo XIX cuando la rápida industrialización en Alemania abrió la necesidad de construir una gran cantidad de viviendas económicas, para colocar al cada vez mayor número de trabajadores. Entre los materiales fueron incluidos impermeabilizantes económicos, pero altamente inflamables, lo que representaba un riesgo a la seguridad de la población. La solución fue

presentada por el empresario H. Koch quien propuso cubrir las azoteas con una capa de arena y grava. La efectividad y bajo precio de este método permitió que su uso se extendiera rápidamente. Eventualmente estas azoteas fueron colonizadas de forma natural por diversas plantas, llegando a formar pequeñas praderas (Getter y Rowe, 2006; Rahman y Ahmad, 2012). Todavía en 1980, cincuenta de estas azoteas aún mantenían su función impermeabilizante (Köhler y Keely, 2005).

Durante la segunda guerra mundial, las azoteas verdes fueron utilizadas en Reino Unido para camuflar los hangares de las bases aéreas militares (Frith y Gedge, 2005), mientras que en Japón fueron colocadas en áreas urbanas para disminuir el efecto de isla de calor que dejó la guerra (Rahman y Ahmad, 2012). Sin embargo, no fue sino hasta la década de 1970 cuando la creciente preocupación ambiental abrió las puertas al cambio de políticas públicas y al desarrollo de tecnologías, dentro de las cuales, las azoteas verdes fueron bien recibidas gracias a la diversidad de beneficios ambientales que ofrecen. Años después, se desarrollaron los Lineamientos para la Planeación, Construcción y Mantenimiento de las Azoteas Verdes (FLL, por sus siglas en alemán), que sentarían las bases para el desarrollo de esta tecnología a nivel mundial (Oberndorfer *et al.*, 2007). Actualmente, se estima que el 14 % de todos los techos planos de Alemania cuentan con una azotea verde (Köhler y Keely, 2005).

En ambientes rurales se han utilizado las cubiertas vegetales para aislar el interior de las viviendas del calor en verano y del frío en invierno, por lo que también se ha sugerido que es éste el origen de las azoteas verdes de tipo extensivo. Estas cubiertas han sido observadas en Islandia, Hungría (Köhler *et al.*, 2002), e incluso en México.

Los componentes básicos de una azotea verde incluyen un sistema impermeabilizante, una barrera anti-raíz, una capa drenante, una membrana filtrante,

sustrato especial y vegetación apropiada (GODF, 2008). En la Figura 1 se ilustra la conformación de un sistema básico de naturación.

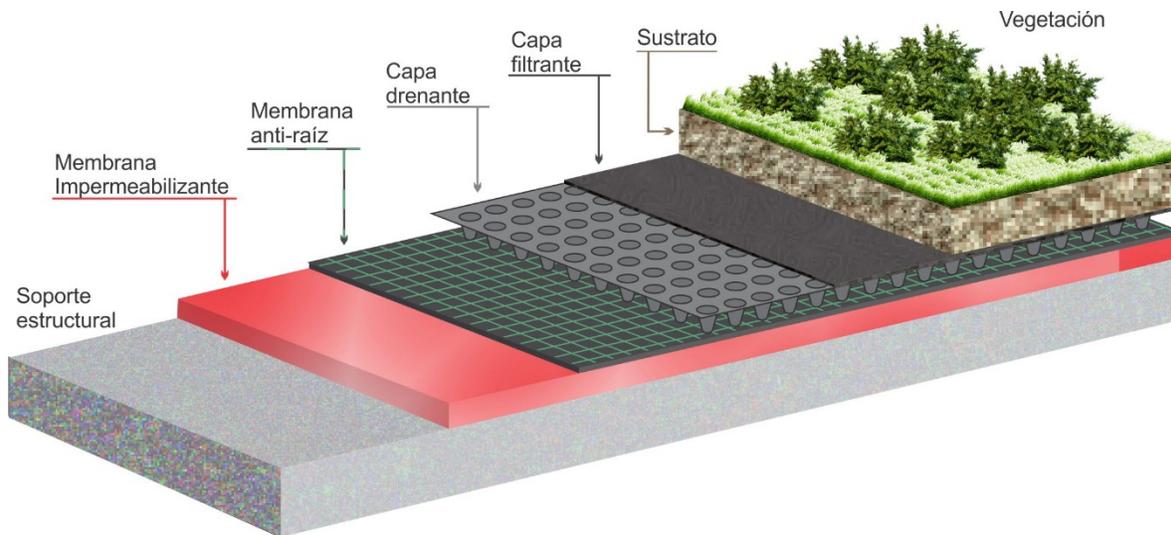


Figura 1. Sistema básico de capas que conforman una azotea verde.

De acuerdo con la FLL, existen tres tipos de azoteas verdes: extensiva, semi intensiva e intensiva. Su clasificación depende del uso que se haga de ellas, de los componentes utilizados durante la construcción y del grado de mantenimiento que requieren (Breuning y Yanders, 2008).

Las **extensivas** utilizan un sustrato somero y emplean principalmente herbáceas, pastos y suculentas, de modo que su peso es reducido y pueden desarrollarse bajo un mantenimiento mínimo. Generalmente son inaccesibles, por lo que pueden colocarse en azoteas planas o inclinadas por igual. En contraste, las azoteas verdes **intensivas** buscan emular los paisajes naturales que se encuentran a nivel del suelo, o generar un jardín tradicional de uso constante, para lo cual incorporan arbustos e incluso pequeños árboles en un sustrato más profundo. Usualmente son accesibles, por lo que requieren de un mantenimiento frecuente y una superficie plana (Getter y Rowe, 2006). Finalmente, las azoteas verdes **semi intensivas** pueden incorporar una amplia variedad de plantas de tipo

arbustivo o menores. Requieren de un mantenimiento regular, incluyendo riego, nutrición y deshierbe, ya que contemplan un sistema más complejo que una azotea verde extensiva, sin llegar a ser tan costosa como una intensiva. En algunos casos pueden ser accesibles (Grant *et al.*, 2003).

Las especificaciones de peso y sustrato para cada tipo de azotea verde se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Especificaciones de peso y sustrato por tipo de azotea verde (GRHC, 2013).

	Extensiva	Semi-Intensiva	Intensiva
Profundidad del sustrato	≤15 cm	25 % del AV <15 cm	>15 cm
Peso saturado	48.8-170.9 kg m ⁻²	170.9-244.1 kg m ⁻²	170.9-1,464.7 kg m ⁻²

Las características con que cuenta una azotea verde determinan, en buena medida, los beneficios que aportará a los habitantes del edificio donde se localice, así como a su entorno. Diversos estudios se han dedicado a profundizar en los beneficios que ofrece esta tecnología en los ámbitos económico, social y ambiental. A continuación, se retoman y desarrollan los más relevantes.

Control de la escorrentía pluvial. La baja permeabilidad urbana provoca que la infiltración del agua pluvial alcance apenas el 25 %, mientras que el resto se canaliza a los sistemas de drenaje. En eventos meteorológicos fuertes, el desbordamiento de estos sistemas puede generar incidentes en la ciudad y en los cuerpos de agua naturales que llegan a captar este excedente de agua. En este sentido, la capacidad de captación de agua de lluvia por las azoteas verdes puede contribuir en la disminución de la escorrentía hasta en un 100 % por evento, disminuyendo conforme llega a su saturación (Arellano-Leyva, 2012). El agua captada eventualmente se evapora del sustrato o se libera mediante la evapotranspiración,

mientras que el excedente se conduce al drenaje de manera dosificada, llegando a demorar entre 1.5 y 4 horas (Getter y Rowe, 2006). Tan solo este proceso puede reducir la escorrentía anual en un 50 % (Bengtsson *et al.*, 2005). La magnitud de este beneficio depende de varios factores, como la inclinación de la azotea, la profundidad del sustrato y el tipo de vegetación que se coloque y desarrolle. Una pendiente reducida, en combinación con un sustrato profundo, reduce notablemente la escorrentía total (VanWoert *et al.*, 2005), mientras que la contribución de la vegetación depende de su metabolismo (Sutton *et al.*, 2012).

Mejora en la calidad del agua. Las azoteas verdes, dependiendo de sus características, tienen la capacidad de disminuir la contaminación asociada a la escorrentía del agua de lluvia, mejorando su calidad (Berndtsson *et al.*, 2006), ya que pueden absorber diversos contaminantes como metales pesados, hidrocarburos aromáticos policíclicos e incluso contribuir a neutralizar las deposiciones ácidas (Arellano-Leyva *et al.*, 2017). Si bien diversos autores reiteran el potencial de estos sistemas en la retención de contaminantes (Köhler *et al.*, 2002; Berndtsson *et al.*, 2009; Hashemi *et al.*, 2015), otros han encontrado que también son una fuente de diversos compuestos que liberan durante las lluvias, debido al uso de productos requeridos para preservar la cobertura vegetal, promover su floración y mejorar su estética (Berndtsson *et al.*, 2006, EPA, 2009; Berndtsson, 2010).

Regulación térmica. Las azoteas verdes reflejan la mayoría de la radiación solar, registrando un albedo de 0.75 a 0.80, mientras que una azotea convencional varía del 0.05 al 0.25. Por ejemplo, en un estudio realizado en Nueva York se encontró que la tasa de retención de calor en azoteas verdes es un 84 % menor respecto a una azotea convencional, mientras que la tasa de pérdida de calor en invierno es 34 % menor en la misma comparativa (Gaffin *et al.*, 2010). La estructura de la vegetación es un factor determinante en la disminución de la temperatura, ya que las estructuras más altas y

complejas favorecen la formación de bolsas de aire, que mejoran el aislamiento del techo (Kolb y Schwarz, 1986). La termorregulación que ofrecen las azoteas verdes a los edificios representa un ahorro energético gracias al aumento en la eficiencia de los sistemas de aire acondicionado, así como a la disminución en su uso (Porsche y Köhler, 2003; Alcazar y Bazz, 2005; Clark y Brian, 2008; Berardi *et al.*, 2014).

Mayor duración de la membrana impermeable. Las capas de sustrato y vegetación protegen a las membranas subyacentes de la radiación solar y de las fluctuaciones de temperatura que pueden dañar la membrana impermeabilizante, debido a los procesos constantes de expansión y contracción, aumentando así su vida útil y, por tanto, reduciendo el costo asociado a este mantenimiento (Connelly y Liu, 2005). La integridad de esta capa puede conservarse hasta 35 años o más, recordando que algunas de las azoteas verdes más antiguas en Alemania fueron instaladas a principios del siglo XX y aún son funcionales (Porsche y Köhler, 2003).

Aumento en la calidad de vida de los habitantes. Diversos estudios señalan que el contacto con áreas verdes genera un efecto relajante, capaz de mejorar la salud humana (Oberndorfer *et al.*, 2007; Tzoulas *et al.*, 2007), ya que ayudan a disminuir el estrés laboral (Kaplan, 1993), aceleran los procesos de recuperación post operatorios (Ulrich, 1984), y mejoran las capacidades de estudiantes en las escuelas (Matsuoka, 2010). Asimismo, mediante el uso de especies autóctonas, se refuerza el sentido de identidad que relaciona a los habitantes y vecinos del inmueble con el entorno en que viven (Salmón, 2000). La capacidad de las azoteas verdes para ofrecer estos beneficios a gran escala es elevada, al considerar que existe un marcado aprecio del valor estético hacia estos sistemas por sobre una azotea convencional (White y Gatersleben, 2011; Sutton, 2014).

Generación de un hábitat. El creciente uso de plantas nativas en las azoteas verdes (Butler *et al.*, 2012), así como la adopción de diseños basados en las características de los hábitats locales, favorecen la llegada de una gran diversidad de fauna (Brenneisen, 2006; Cook-Patton y Bauerle, 2012). Esto tiene un reflejo positivo en los servicios ambientales que ofrecen las azoteas verdes, toda vez que muchos de ellos derivan de su funcionamiento como un ecosistema (Oberndorfer *et al.*, 2007).

Estos beneficios, entre otros como la mejora en la calidad del aire, apertura de espacios para la recreación y educación ambiental, mejora de la estética de los edificios, retardo en la propagación del fuego, aumento en la eficiencia en sistemas fotovoltaicos, bloqueo de radiación electromagnética, disminución del ruido, creación de empleos y aumento de la plusvalía (GRHC, 2013), han atraído la atención de diversos países desarrollados, como Alemania, Suiza, Japón, Estados Unidos y Canadá, donde, durante las últimas décadas, se ha extendido la implementación de estos sistemas como una medida para contrarrestar la pérdida de cobertura vegetal por causa de la urbanización. Incluso, en algunos de estos países es obligatoria su instalación en edificios nuevos de techos planos (Brenneisen, 2006; Oberndorfer *et al.*, 2007; Getter *et al.*, 2009; MacIvor *et al.*, 2016).

Dado que las azoteas pueden llegar a representar el 32 % de la superficie horizontal en las áreas urbanas (Frazer, 2005), la magnitud de los beneficios que ofrecen las azoteas verdes a las ciudades depende de su adopción a gran escala.

III.4. Las azoteas verdes como un refugio de flora y fauna

La funcionalidad de las azoteas verdes como refugio para la biodiversidad urbana se basa principalmente en dos factores: El primero es el aislamiento relativo en que se encuentran, ya que la inaccesibilidad al público en general y a la fauna doméstica o nociva genera un

ambiente poco perturbado, que favorece la llegada de una mayor diversidad de especies (Granados-Pérez, 2008; Fernández-Canero y González-Redondo, 2010). El segundo es la presencia de vegetación nativa, ya que resulta más atractiva para la fauna local (Smith y Palmer, 2010; Schindler *et al.*, 2011). Este factor puede maximizarse si se diseñan las azoteas verdes bajo una planeación que busque activamente compensar la pérdida del hábitat de especies raras o amenazadas que han sido afectadas por el cambio de uso de suelo (Brenneisen, 2006). Además, el desarrollo de un hábitat de buena calidad previene que estos sistemas devengan en trampas ecológicas que puedan afectar a las poblaciones que hacen uso de ellos (Dias, 1996; Baumann, 2006).

A gran escala, las azoteas verdes tienen el potencial de generar corredores biológicos capaces de conectar a las metapoblaciones de algunos animales que, actualmente, se encuentran aisladas en las áreas verdes urbanas (Kadas, 2006). La magnitud del efecto depende de los recursos que requiere cada especie y de su capacidad de desplazamiento (Braaker *et al.*, 2014). En este sentido, la distribución vertical de las áreas verdes urbanas es determinante para la conectividad de estos sistemas, toda vez que muchos animales son capaces de desplazarse a través de los distintos estratos de vegetación de las ciudades (Casalegno *et al.*, 2017). Al respecto, no se encontraron estudios referentes a la movilidad de fauna proveniente de las azoteas verdes a través del arbolado colindante. La conexión de comunidades a través de las azoteas verdes aumenta su resiliencia ante perturbaciones estocásticas, disminuye el riesgo de que sufran el efecto “cuello de botella”, y facilita la visita de polinizadores (Braaker *et al.*, 2014). Con base en lo anterior, al priorizar la funcionalidad de estos sistemas como refugios de flora y fauna, se promueve a gran escala la conservación de su biodiversidad en ambientes urbanos (Dunster y Coffman, 2015).

III.4.1. Flora en las azoteas verdes

La cobertura vegetal ofrece diversos servicios a los habitantes de las ciudades, tales como la regulación térmica, mejoras en el bienestar e incluso un aumento en la plusvalía de los inmuebles (Vogt *et al.*, 2017; Russo y Cirella, 2018). En particular, los beneficios que ofrece a la biodiversidad urbana dependen en buena medida de su origen, ya que las especies nativas favorecen el establecimiento de la fauna local (Bhullar y Majer, 2000), mientras que las exóticas facilitan el desarrollo de plagas, debido a su homogenización en áreas urbanas y a la vulnerabilidad a que se llegan a sujetar bajo estrés hídrico (McKinney, 2006; Meineke *et al.*, 2013).

Sin embargo, el uso de plantas nativas en las ciudades, en particular para el arbolado, está limitado por su capacidad de desarrollarse en las condiciones ambientales adversas que predominan en las ciudades (Sjöman *et al.*, 2016). Considerando esta problemática, las azoteas verdes se insertan como áreas verdes urbanas de gran valor ecológico, al ser compuestas en su mayoría por plantas nativas (Butler *et al.*, 2012). Esto abre la posibilidad de generar una amplia variedad de hábitats en beneficio de la biodiversidad local (Cook-Patton y Agrawal. 2014; Beninde *et al.*, 2015).

Si bien las azoteas convencionales pueden ser colonizadas por algunas plantas silvestres, en su mayoría son exóticas y generalistas, mientras que su desarrollo se limita a las orillas o áreas de mayor humedad, de modo que su valor como áreas de conservación es muy bajo (Williams *et al.*, 2014). En contraste, las azoteas verdes pueden ser colonizadas por una gran cantidad de plantas, gracias a la presencia de un sustrato adecuado y de una vegetación inicial definida, capaz de ofrecer sombra y/o retención de humedad (Oberndorfer *et al.*, 2007; Madre *et al.*, 2014).

Un primer acercamiento al potencial de las azoteas verdes para la conservación de plantas silvestres fue estudiado por Landolt (2001), en una planta de tratamiento de aguas

en Zúrich, Suiza. Encontró que, sobre el sistema de impermeabilización instalado hace más de cien años, se había desarrollado una pradera de aproximadamente 30,000 m² compuesta por 175 especies de plantas, algunas consideradas como raras o amenazadas. Su permanencia en este sitio resultó de gran valor, luego de que su hábitat natural desapareciera por la intensificación de la agricultura en la zona. Otro estudio más reciente, realizado en 115 azoteas verdes en Francia, demostró que la profundidad del sustrato es el factor más importante para el desarrollo de plantas silvestres, encontrando 176 especies, de las cuales la mayoría eran nativas y algunas estaban protegidas (Madre *et al.*, 2014).

En la medida en que se conozcan las plantas que pueden ser incorporadas exitosamente en estos espacios, las condiciones bajo las que se desarrollan y los beneficios que ofrecen, se podrá mejorar en un futuro el ensamblaje de especies utilizadas en estos nuevos hábitats, de modo que se aprovechen todos los nichos disponibles en la azotea verde y se logren obtener diversos beneficios de manera simultánea (Cook-Patton, 2015).

III.4.2. Vertebrados en las azoteas verdes

Los vertebrados que habitan zonas urbanas requieren cubrir sus necesidades básicas, como la alimentación, refugio y movilidad en un ambiente totalmente transformado debido al cambio de uso de suelo. En estas zonas, la vegetación ha perdido complejidad y, por tanto, una gran diversidad de hábitats. Además, los animales están expuestos a una serie de condiciones abióticas desafiantes, tales como altas temperaturas, escasas fuentes de agua, contaminación y aislamiento en los hábitats remanentes (Birnie-Gauvin *et al.*, 2016).

Para sobrevivir a este entorno, la fauna depende de sus habilidades para desplazarse a través de la matriz urbana y poder cubrir sus necesidades. Debido a que son pocas las especies capaces de adaptarse a esta condición, su riqueza en las ciudades se

ha visto disminuida (Brearley *et al.*, 2010), incluso se ha reportado una reducción en el flujo genético en las poblaciones de algunos vertebrados urbanos (Delaney *et al.*, 2010).

Como sucede en otros grupos, la urbanización favorece a especies generalistas en detrimento de las especialistas, ya que pueden aprovechar un espectro de recursos más amplio, de manera que logran ocupar con facilidad edificios, alcantarillas y otras estructuras para refugio y anidación (McKinney, 2006). Sin embargo, el aumento en su densidad poblacional representa un riesgo sanitario, ya que son proclives de transmitir plagas y enfermedades (McCleery, 2010). Asimismo, la presencia de fauna doméstica (perros y gatos) es considerada como altamente peligrosa para la fauna silvestre, ya que su dieta incluye mamíferos pequeños y medianos, aves, lagartijas e invertebrados (Granados-Pérez, 2008).

Dadas las adversidades a las que están expuestos los vertebrados en las ciudades, sobre todo aquellos que son más sensibles a la urbanización, es importante evaluar en qué medida las azoteas verdes les representan una fuente efectiva de alimento, refugio y conectividad. Los estudios enfocados a este grupo son escasos y específicos (Mayrand y Clergeau, 2018). En el caso de las aves, Baumann (2006) en Suiza y Coffman y Waite (2011) en Estados Unidos demostraron que estos animales hacen uso de las azoteas verdes para refugio y alimento, aunque, Baumann registró la ineficacia de estos hábitats como sitios de anidamiento. En Nueva Zelanda, Davies *et al.* (2010) reportaron que, bajo las condiciones adecuadas, una azotea verde puede proveer de un hábitat apropiado a algunas especies de lagartijas locales. En Nueva York, Parkins y Clark (2015) y en Londres, Pearce y Walters (2012) encontraron que las azoteas verdes presentan una mayor actividad de murciélagos, respecto a las azoteas sin vegetación. No se encontraron trabajos referentes a anfibios en azoteas verdes.

Considerando las adversidades del entorno urbano y los beneficios potenciales de las azoteas verdes, es importante conocer las condiciones mínimas necesarias para lograr incorporarlas dentro del ciclo de vida de los vertebrados.

III.4.3. Invertebrados edáficos en las azoteas verdes

Los invertebrados edáficos juegan un papel clave en el funcionamiento de los ecosistemas, gracias a su participación en el ciclaje de nutrientes, la polinización, el control biológico, la modificación de la estructura del suelo y la estabilización de cadenas tróficas complejas (Winsome, 2005; Madre *et al.*, 2013). En las ciudades, la mayor parte de los estudios se enfocan en su importancia como vectores de enfermedades y plagas de vegetación (Meineke *et al.*, 2013), mientras que los beneficios que se les reconocen son escasos, centrándose en la polinización de plantas ornamentales (Coville *et al.*, 2009; Tallamy, 2009; Kotze *et al.*, 2011). Esto causa que algunos servicios como el control biológico de plagas y la descomposición de materia orgánica sean poco conocidos, aun representando un beneficio económico al disminuir costos por aplicación de pesticidas y fertilizantes (Hunter y Hunter, 2008).

Algunos de los factores que determinan la presencia de invertebrados son la diversidad vegetal, la heterogeneidad estructural del hábitat y su grado de aislamiento (McIntyre, 2000). Dado que estos factores también son aplicables a azoteas verdes (MacIvor y Ksiazek, 2015), se ha reconocido que estos sistemas son uno de los caminos más importantes para alcanzar la restauración del hábitat para invertebrados en las ciudades (Fernández-Canero y González-Redondo, 2010). En particular, los sistemas extensivos son valiosos, gracias a que no están diseñados para un uso rutinario, por lo que rara vez son perturbados (Davies *et al.*, 2010).

Los invertebrados edáficos pueden llegar a una azotea verde durante la colocación del sustrato y vegetación, por dispersión natural (vuelo, escalada o acarreo en el viento) e incluso por intervención humana. La comunidad inicial, compuesta por las especies que llegan en la plantación, aumenta paulatinamente hasta asemejarse a las comunidades locales. El uso que hacen de estos espacios es diverso, pudiendo ser permanente y abarcar varias generaciones, o temporal como parte de un amplio rango de hábitats locales. Una vez establecidas, es poco probable que los invertebrados edáficos transiten hacia el entorno natural circundante (Maclvor y Kziasek, 2015).

Diversos estudios en azoteas verdes han registrado comunidades complejas, compuestas por cientos de especies (Jones, 2002; Brenneisen, 2003; Kaupp *et al.*, 2004; Coffman y Waite, 2011; Schindler *et al.*, 2011; Kyrö *et al.*, 2018). La mayoría de éstas son comunes en los alrededores, pero se han encontrado también algunas consideradas raras, bajo protección (Kadas, 2006; Maclvor y Lundholm, 2011), o nuevas para la región (Majka y Maclvor, 2009). Algunas son colonizadoras de ambientes perturbados, mientras que otras son flexibles en la selección de su hábitat y en el uso de los recursos (McIntyre, 2000; Savard *et al.*, 2000). Otros estudios señalan que las comunidades encontradas en azoteas verdes no son equiparables a aquellas en hábitats a nivel del suelo (Colla *et al.*, 2009; Tonietto *et al.*, 2011).

Otras investigaciones coinciden en que la generación de un ambiente heterogéneo es clave para la obtención de una comunidad de invertebrados diversa, que encuentre en las azoteas verdes un refugio efectivo (Williams *et al.*, 2014). En principio, la variación en la profundidad del sustrato amplía el rango de microhábitats disponibles, ya que permite la construcción de nidos o madrigueras subterráneas y además retiene una mayor humedad en beneficio de las especies menos tolerantes a la sequía (Bates *et al.*, 2013; Maclvor y Kziasek, 2015). Asimismo, al variar los tipos de sustrato, se aumentan los espacios que

puede ocupar la fauna, ofreciendo refugio debajo de las piedras o áreas de anidación en los suelos blandos (Dunnett, 2015). Otros hábitats pueden ser generados al integrar elementos como rocas o trozos de madera en el diseño de estos sistemas (Davies *et al.*, 2010; Braaker *et al.*, 2014). La diversidad vegetal, que depende fuertemente de la profundidad del sustrato, es un factor determinante en la diversidad de artrópodos, ya que es la base de la complejidad estructural y de recursos disponibles en las azoteas verdes (Cook-Patton y Bauerle, 2012; Madre *et al.*, 2013). En Nueva York, por ejemplo, se registró que las azoteas verdes compuestas por plantas nativas son más frecuentadas por polinizadores (Smith y Palmer, 2010). Esto, además de favorecer la persistencia de una comunidad vegetal estable (Colla *et al.*, 2009), contribuye a la cadena trófica, gracias a la atracción de depredadores y parásitos (Bretzel *et al.*, 2017).

Por lo anterior, es indispensable profundizar en el conocimiento de la relación que guardan estos sistemas con la proliferación de invertebrados en México, de modo que se despejen las dudas respecto a su capacidad para compensar la pérdida de hábitats a nivel del suelo, o bien, se tomen las medidas necesarias para alcanzar este objetivo (Williams *et al.*, 2014).

III.4.4. Mesofauna edáfica en las azoteas verdes

La mesofauna edáfica está conformada principalmente por microartrópodos, cuyo tamaño de cuerpo oscila entre 0.2 y 2.0 mm de longitud, y cuya abundancia no puede ser evaluada con exactitud por medio de la selección manual del suelo. Los más abundantes son los ácaros y colémbolos, aunque también se encuentran proturos, dipluros, sínfilos, paurópodos, isópodos, pseudoescorpiones e incluso algunas formas larvales de la macrofauna edáfica (Rumble y Gange, 2013; Karyanto *et al.*, 2012; Palacios-Vargas y Mejía-Recamier, 2007). Los patrones fenológicos de estos grupos tienden a ser distintos. Los colémbolos, por ejemplo, cuentan con una estrategia de reproducción “r”, donde

muchas especies son iteróparas y potencialmente multivoltinas, mientras que la mayoría de los ácaros presentan una reproducción tipo “K”, teniendo tan solo un evento reproductivo al año (Badejo y Van Straalen, 1993; Cakir y Makineci, 2018). Para los colémbolos, los máximos y mínimos poblacionales varían entre especies en las distintas temporadas del año, debido probablemente a estrategias adaptativas, o como respuesta a las condiciones ambientales (Badejo y Van Straalen, 1993), lo que genera una variación constante de la comunidad edáfica. Otros factores que inciden en la conformación de esta comunidad son la amplitud en el rango de alimentos que puedan consumir, la heterogeneidad de hábitats, la humedad en suelo, la diversidad vegetal e incluso la diversidad de animales, ya que éstos les proveen de materia orgánica por medio de sus excretas o por su propia degradación al morir (Giller, 1996; Sabais *et al.*, 2011; Rumble y Gange, 2013; Rumble *et al.*, 2018).

La mesofauna edáfica es reconocida como un agente importante en la fertilización del suelo, ya que participa en la formación de suelo a través de la descomposición de la hojarasca, en el transporte vertical de materia orgánica en el suelo y en la generación de humus (Giller, 1996; Schrader y Böning, 2006). Entre los beneficios que provee a las plantas destacan el control de comunidades microbianas, la protección contra plagas y enfermedades, la destrucción o diseminación de esporas de hongos y la aceleración del proceso de sucesión (Lavelle *et al.*, 2006; Schindler *et al.*, 2011; Menta *et al.*, 2018). Durante los últimos años, el aumento en los esfuerzos para profundizar en el conocimiento que se tiene de este grupo ha resaltado la importancia de su conservación (Menta *et al.*, 2018, Doblas-Miranda *et al.*, 2007).

En diversos estudios realizados alrededor del mundo, se ha constatado la presencia de este grupo en las azoteas verdes. En Nueva Zelanda, Davies *et al.*, 2010 encontraron que sus poblaciones se ven favorecidas por el uso de vegetación nativa, así como por la diversificación de los hábitats existentes y el riego suplementario. Por su parte, Joimel *et al.*

(2018), reportaron una baja variación entre la composición de la mesofauna de azoteas verdes extensivas e intensivas, concluyendo que el uso que se les da a estos espacios no es determinante en esta comunidad.

Por otro lado, Schindler *et al.* (2011) reportaron la existencia de una correlación positiva entre la riqueza de microartrópodos edáficos y la cobertura vegetal. En contraste, Rumble y Gange (2013) encontraron una comunidad muy pobre de microartrópodos, comparable a la de un suelo en sucesión temprana, en dos azoteas verdes donde se incorporaron únicamente cinco especies del género *Sedum*. Esta comunidad contenía principalmente colémbolos tolerantes a la sequía y ácaros de ambientes xerófilos.

Estos estudios hacen evidente que la humedad en suelo y la composición vegetal son factores fundamentales para la proliferación y diversificación de este grupo en las azoteas verdes.

Otro factor importante en la composición de esta comunidad es la capacidad y modo de dispersión de sus integrantes. A la fecha se les han reconocido dos vías de llegada a las azoteas verdes. La primera y más importante es a través del sustrato de las plantas colocadas durante la instalación. Si bien en las primeras semanas la mortalidad es muy alta, debido a la baja adaptación de la mayoría de las especies a las condiciones áridas de las azoteas verdes, otras de mayor resistencia logran establecerse y reproducirse con éxito (Rumble *et al.*, 2018). La importancia de la comunidad presente en el sustrato inicial realza la conveniencia de lo propuesto por Brenneisen (2003) respecto a la incorporación de suelo proveniente de áreas naturales cercanas al sitio de instalación, para promover la presencia de especies adaptadas a las condiciones locales. La segunda vía de llegada es a través del viento, misma que favorece el arribo de especies con rasgos morfológicos particulares, tales como formas esféricas, pigmentos que les protejan de los rayos UV y, en el caso de los colémbolos, fúrculas grandes que facilitan su dispersión aérea (Joimel *et al.*, 2018). Al

respecto, Rumble *et al.* (2018) señalan que la aleatoriedad de esta vía puede dificultar el desarrollo de comunidades que se reproducen por vía sexual. Otras vías de llegada, como la forensis, no se han reportado para las azoteas verdes.

Estos estudios indican que, incluso las azoteas verdes pequeñas, pueden sustentar una comunidad de microartrópodos que incluya a diversos grupos funcionales de importancia en la cadena trófica. En consecuencia, su presencia puede ser determinante en la composición de otros grupos bióticos superiores, lo que coloca a este grupo como un factor importante en el éxito de una azotea verde como un hábitat urbano (Davies *et al.*, 2010; Rumble y Gange, 2013).

En México, la riqueza de ácaros asciende a 2,625 especies (Pérez *et al.*, 2014), mientras que los colémbolos cuentan con aproximadamente 600 especies (Palacios-Vargas, 2014). Respecto a la presencia de este grupo en azoteas verdes, no fueron encontrados estudios referentes a México ni al resto de América Latina.

Así, con base en los antecedentes presentados, consideramos de especial importancia e interés, aportar por primera vez información sobre la capacidad de distintas azoteas verdes de la Ciudad de México para sustentar diversos grupos de flora y fauna, así como profundizar en su dinámica en el tiempo y en la relación que guardan con su entorno.

IV. METODOLOGÍA

IV.1. Sitios de estudio

Se estudiaron tres azoteas verdes de uso y entorno distintos, situadas en diversos puntos de la Ciudad de México, durante el periodo comprendido entre agosto del 2017 y julio del 2018. La primera se localiza en el edificio de colecciones de plantas vivas del Jardín Botánico (JB) de la UNAM, al suroeste de Ciudad Universitaria. La segunda se ubica en el cuerpo central de la Coordinación de la Investigación Científica (CIC) al este de Ciudad Universitaria. La tercera se encuentra en el edificio que alberga el Fine Arts Center del colegio privado The American School Foundation (ASF), ubicado al Noroeste de la Ciudad de México (Fig. 2).

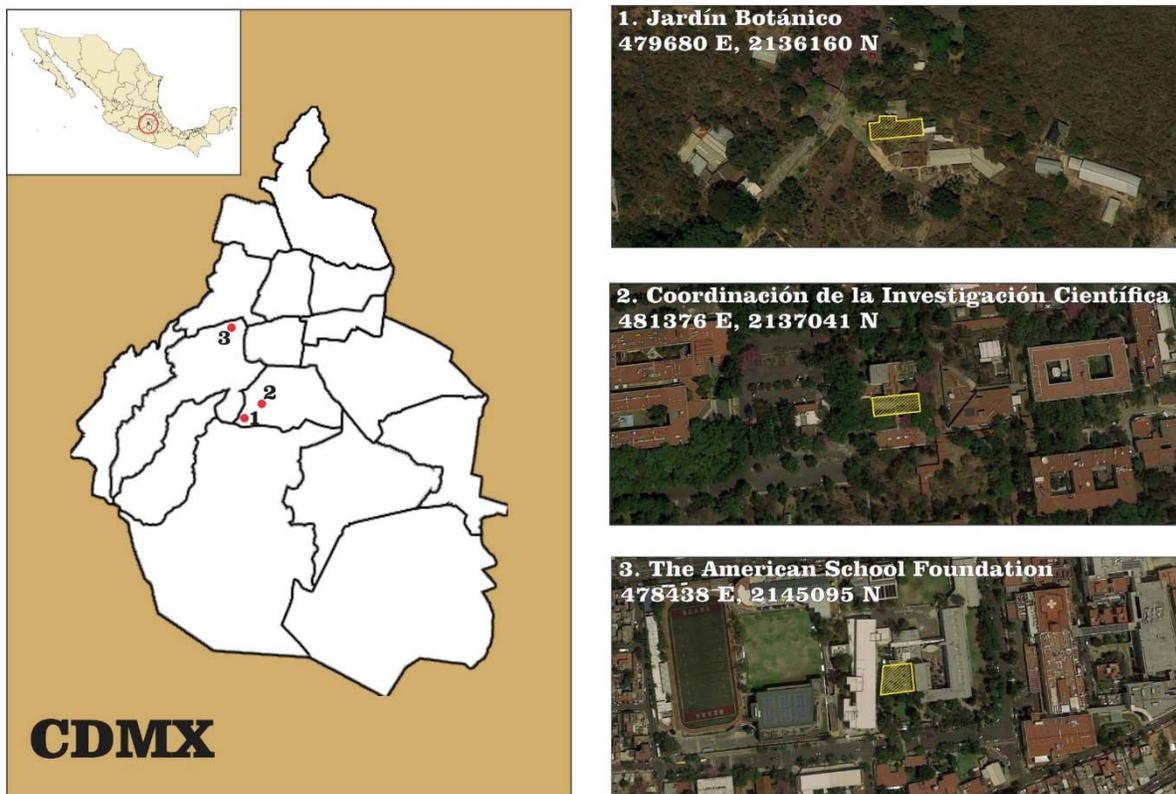


Figura 2. Ubicación de los sitios de estudio

La información referente a la edad, superficie, sustrato y mantenimiento específicos de cada azotea verde fue proporcionada por el personal de mantenimiento que labora en ellas. El análisis del entorno se realizó en un radio de 200 m (125,664 m²), mediante fotointerpretación, a través del programa Google Earth Pro (Google, 2018), delimitando los polígonos de las áreas urbanas, las áreas verdes accesibles (jardines, camellones, banquetas arboladas y canchas deportivas) y las inaccesibles (áreas o fragmentos de vegetación natural). Posteriormente, se realizaron recorridos en el área incluida dentro del radio de cada sitio para corroborar la zonificación definida.

Los datos meteorológicos recopilados fueron los valores máximos, medios y mínimos de temperatura y humedad relativa, así como los valores de precipitación. Para los sitios JB y CIC estos datos se obtuvieron a través de las estaciones meteorológicas ubicadas dentro de cada sitio (Fig. 3) y se analizaron a través del software HOBOWare versión 3.7.12. Para el ASF se obtuvieron los datos de la estación meteorológica ubicada a 1.13 km al noreste, en la Escuela Nacional Preparatoria No. 4, a través del sitio electrónico de la Red Universitaria de Observatorios Atmosféricos (<https://www.ruoa.unam.mx>).



Figura 3. Estaciones meteorológicas en los sitios JB (izquierda) y CIC (derecha)

Con base en la información obtenida se generaron fichas técnicas para cada sitio de estudio, mismas que se presentan a continuación.

IV.1.1. Edificio de colecciones de plantas vivas del Jardín Botánico (JB)

Esta azotea verde fue instalada en 1999, siendo la primera de su tipo en el país. Cuenta con 260 m² y fue diseñada con el objetivo de sustentar vegetación nativa y su fauna afín, requiriendo de un mantenimiento mínimo para su subsistencia. El sustrato es somero, con 9 cm de profundidad y en su composición, además de los elementos básicos (tepojal y composta), se incorporó fibra de coco para favorecer la retención de humedad. Este sitio no recibe ningún tipo de mantenimiento salvo en ocasiones excepcionales. Del total de la superficie, el 95 % presenta cobertura vegetal mientras que el restante 5 % permanece descubierto para no interferir con los domos de luz, localizados en la parte media de la azotea. Es accesible únicamente para llevar a cabo proyectos de investigación.

Se localiza al interior de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA), por lo que está rodeada, en su mayoría, por vegetación. Derivado del análisis espacial del entorno (Ojeda y Tovar, 2016), en un radio de 200 m, el 30.48 % de la vegetación es accesible como parte de los espacios del Jardín Botánico, mientras que el 56.44 % es inaccesible al existir vegetación de tipo matorral xerófilo. Las construcciones son escasas y se encuentran relativamente aisladas entre sí. En el entorno inmediato de la azotea verde no existe conectividad directa con la vegetación circundante; sin embargo, en el edificio contiguo, el follaje de los árboles hace contacto con un extremo de su azotea (Tabla 2).

Tabla 2. Ficha técnica de la azotea verde del Jardín Botánico.

CARACTERÍSTICAS PRINCIPALES		MANTENIMIENTO	
	Tipo:	Extensiva	
	Tamaño:	260 m ²	
	Edad:	21 años	
	Sustrato:	Tepojal, fibra de coco y composta.	
	Profundidad	9 cm	
	Altura del edificio:	3 metros	
		Deshierbe	Nunca
		Riego	Nunca
		Abono	Nunca
		Resiembra	Nunca
		Fumigación	Nunca
ENTORNO INMEDIATO		ENTORNO A 200 METROS	
 <p>La conectividad con la vegetación circundante es a través de los árboles que colindan con el edificio contiguo.</p>		<u>Azotea Verde</u> 260 m ² (0.21 %)	
		<u>Área Urbana</u> 16,178 m ² (12.87 %)	
		<u>Área Verde Accesible (AVA)</u> 38,299 m ² (30.48 %)	
		<u>Área Verde Inaccesible (AVI)</u> 70,927 m ² (56.44 %)	
		<u>Área Verde Total</u> 109,226 m ² (86.92 %)	AVA+AVI

IV.1.2. Edificio de la Coordinación de la Investigación Científica (CIC)

Está conformada por tres cuerpos interconectados, siendo el cuerpo central donde se localiza la azotea verde. Cuenta con una superficie de 400 m² y una antigüedad de seis años. En su diseño incorpora herbáceas, suculentas e incluso arbustos de porte alto, como el tepozán (*Buddleja cordata*). Por este motivo, el sustrato es ligeramente más profundo, alcanzando los 12 cm. Su composición es de tepojal con composta, incorporando también grava para revestir las veredas. El mantenimiento que recibe es semanal e incluye el deshierbe y riegos rutinarios, así como la resiembra y fumigación esporádicas. El 79 % de la azotea cuenta con una cobertura vegetal, mientras que las veredas componen el 21 % de la superficie restante. El acceso es restringido y se permite únicamente para visitas guiadas y trabajos de investigación.

En el radio de 200 m se aprecia que, tanto las áreas verdes como el área urbana, ocupan una proporción cercana al 50 %. El área verde accesible se compone, en su mayoría, de jardines y árboles de alineación en banquetas y estacionamientos, mientras que el área verde inaccesible, que abarca menos del tres por ciento de la superficie, consta de remanentes de matorral xerófilo. Respecto al entorno inmediato, los costados este, oeste y sur de la azotea presentan una conectividad amplia con los árboles contiguos (Tabla 3).

Tabla 3. Ficha técnica de la azotea verde de la Coordinación de la Investigación Científica.

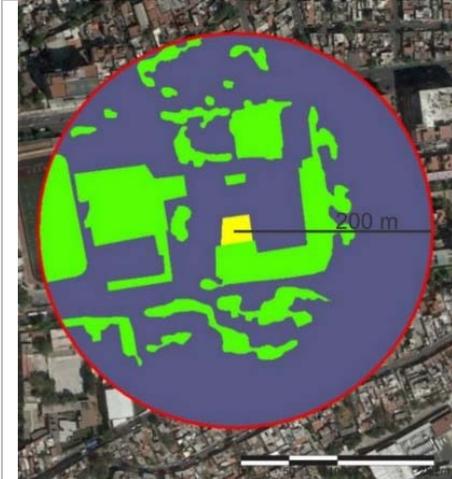
CARACTERÍSTICAS PRINCIPALES		MANTENIMIENTO	
	Tipo:	Semi - intensiva	
	Tamaño:	400 m ²	
	Edad:	6 años	
	Sustrato:	Tepojal, grava y composta.	
	Profundidad	12 cm	
	Altura edificio: del	8 metros	
		Deshierbe	1/semana
		Riego	1/semana
		Abono	Nunca
		Resiembra	2/año
		Fumigación	1/bimestre
ENTORNO INMEDIATO		ENTORNO A 200 METROS	
 <p>La conectividad con la vegetación circundante es a través del follaje de los árboles colindantes.</p>		<u>Azotea Verde</u> 400 m ² (0.32 %)	
		<u>Área Urbana</u> 63,031 m ² (50.16 %)	
		<u>Área Verde Accesible (AVA)</u> 58,571 m ² (46.61 %)	
		<u>Área Verde Inaccesible (AVI)</u> 3,662 m ² (2.91 %)	
		<u>Área Verde Total</u> 62,233 m ² (49.52 %)	AVA+AVI

IV.1.3. Edificio Fine Arts Center del Colegio “The American School Foundation” (ASF)

Este edificio alberga la azotea verde más grande de este estudio, con una superficie de 760 m² y una antigüedad de seis años. El diseño incluye bloques homogéneos de una sola especie con fines ornamentales, principalmente crasuláceas, y bloques heterogéneos que buscan simular el matorral xerófilo predominante en la REPSA. Su composición vegetal incluye principalmente agaves, cactáceas y crasuláceas nativas. Gracias al porte bajo de la mayoría de las plantas, el sustrato es somero, con apenas 8 cm de profundidad y se compone de tepojal, composta y tierra negra. Las veredas están revestidas con grava. El acceso es controlado; sin embargo, se utiliza con frecuencia con fines recreativos y didácticos, por lo que está sujeto a un mantenimiento constante para preservar la estética del sitio. El riego y el deshierbe se realizan dos veces por semana, mientras que el abono y la fumigación se aplican de manera esporádica a lo largo del año. La resiembra se realiza con finalidades estéticas y educativas (cultivo de maíz), según se requiera. El 77.63 % de la superficie cuenta con cobertura vegetal, mientras que el restante 22.37 % corresponde a las veredas.

En el radio de 200 m, la cobertura es principalmente urbana (73.56 %), seguida de las áreas verdes accesibles (25.83 %), las cuales incluyen jardines, arbolado al interior y exterior del colegio, un estadio y otra azotea verde. Ningún árbol colindante hace contacto directo con el límite de la azotea (Tabla 4).

Tabla 4. Ficha técnica de la azotea verde de la American School Foundation

CARACTERÍSTICAS PRINCIPALES		MANTENIMIENTO											
	Tipo:	Intensiva	<table border="1"> <tr> <td>Deshierbe</td> <td>2/semana</td> </tr> <tr> <td>Riego</td> <td>2/semana</td> </tr> <tr> <td>Abono</td> <td>2/año</td> </tr> <tr> <td>Resiembra</td> <td>4/año</td> </tr> <tr> <td>Fumigación</td> <td>2/bimestre</td> </tr> </table>	Deshierbe	2/semana	Riego	2/semana	Abono	2/año	Resiembra	4/año	Fumigación	2/bimestre
	Deshierbe	2/semana											
	Riego	2/semana											
	Abono	2/año											
	Resiembra	4/año											
	Fumigación	2/bimestre											
Tamaño:	760 m ²												
Edad:	6 años												
Sustrato:	Tepojal, composta, tierra negra y grava.												
Profundidad	8 cm												
Altura del edificio:	13 metros												
ENTORNO INMEDIATO		ENTORNO A 200 METROS											
 <p>No existe conectividad entre la vegetación circundante y la azotea verde.</p>		<table border="1"> <tr> <td><u>Azotea Verde</u> 760 m² (0.61 %)</td> <td></td> </tr> <tr> <td><u>Área Urbana</u> 92,443 m² (73.56 %)</td> <td></td> </tr> <tr> <td><u>Área Verde Accesible (AVA)</u> 32,461 m² (25.83 %)</td> <td></td> </tr> <tr> <td><u>Área Verde Inaccesible (AVI)</u> 0 m² (0.00 %)</td> <td></td> </tr> <tr> <td><u>Área Verde Total</u> 32,461 m² (25.83 %)</td> <td>AVA+AVI</td> </tr> </table>	<u>Azotea Verde</u> 760 m ² (0.61 %)		<u>Área Urbana</u> 92,443 m ² (73.56 %)		<u>Área Verde Accesible (AVA)</u> 32,461 m ² (25.83 %)		<u>Área Verde Inaccesible (AVI)</u> 0 m ² (0.00 %)		<u>Área Verde Total</u> 32,461 m ² (25.83 %)	AVA+AVI	
<u>Azotea Verde</u> 760 m ² (0.61 %)													
<u>Área Urbana</u> 92,443 m ² (73.56 %)													
<u>Área Verde Accesible (AVA)</u> 32,461 m ² (25.83 %)													
<u>Área Verde Inaccesible (AVI)</u> 0 m ² (0.00 %)													
<u>Área Verde Total</u> 32,461 m ² (25.83 %)	AVA+AVI												

IV.2. Metodología específica por grupos de estudio

IV.2.1. Flora

La riqueza de especies fue determinada mediante dos censos exhaustivos en la totalidad de cada azotea verde. El primero se realizó durante la temporada de lluvias, en el periodo de agosto a septiembre de 2017. El segundo se realizó en la temporada de secas, en el periodo de marzo a abril de 2018. Los listados obtenidos fueron contrastados para definir la presencia, ausencia o recambio de especies entre temporadas.

Las plantas fueron clasificadas en tres categorías de acuerdo con su procedencia a las azoteas verdes:

- Primarias: Aquellas que fueron deliberadamente elegidas y plantadas inicialmente como parte de la funcionalidad y estética de cada sitio.
- Secundarias: Aquellas no plantadas y que se desarrollaron de manera silvestre como consecuencia de la dispersión de propágulos. Las especies secundarias de recambio son aquellas registradas en el segundo censo, pero distintas del primero.

La identificación se realizó mediante claves botánicas (Rzedowski y Rzedowski, 2005; Espinosa-García y Sarukhán, 1997) y consulta de especialistas, así como con la ayuda de los listados publicados para la REPSA (Castillo-Argüero *et al.*, 2009).

La diversidad se analizó mediante el índice de distintividad taxonómica de Clarke Warwick ($\Delta+$), mediante el programa Primer V7 (Clarke y Gorley, 2015). La similitud de la composición por categoría entre sitios se determinó mediante el Índice de Jaccard (IJ) y se ejemplificó a través de un diagrama de Venn-Euler. La diferencia en la riqueza entre sitios y categorías se determinó mediante una χ^2 . La significancia se obtuvo con una prueba de residuos estandarizados.

IV.2.2. Vertebrados

La diversidad de vertebrados se registró durante las temporadas de lluvias y secas mediante observaciones directas semanales en un periodo de dos meses, para un total de ocho muestras por temporada. En cada sitio se establecieron tres puntos de observación donde se permaneció en un horario de 8:00 am a 12:00 pm, y se registró el nombre científico y actividad para cada individuo observado. Las actividades registradas fueron: alimentación, percha (aves), tránsito (mamíferos) y asoleo (reptiles). En el caso de las aves, se descartaron aquellas que volaron por sobre las azoteas verdes sin hacer uso alguno de ellas.

De manera complementaria, se colocaron dos fototrampas marca Bushnell Trophy Cam HD en lugares estratégicos de cada sitio durante los periodos de observación (Fig. 4), configuradas para registrar día y noche con intervalos de 10 segundos entre fotografías.



Figura 4. Fototrampas estratégicamente colocadas en cada sitio.

La identificación de las aves se realizó mediante las guías de campo de National Geographic (Dunn y Alderfer, 2008), Smithsonian (Floyd, 2008) y Kaufman (Kaufman, 2000), para reptiles se empleó la guía de la National Audubon Society (Knopf, 2011) y para mamíferos las guías de Aranda (2012) y Ceballos y Oliva (2005). Los nombres científicos fueron corroborados en la página del Integrated Taxonomic Information System (www.itis.gov).

Los análisis estadísticos para cada sitio y temporada se realizaron en conjunto, sin separar por aves, mamíferos y reptiles. La efectividad de los muestreos se evaluó mediante curvas de acumulación de especies, utilizando los estimadores no paramétricos Chao 1 y ACE, mediante el programa EstimateS (Colwell, 2013). La diversidad de especies se analizó mediante los índices de Shannon (H') y Simpson (D), y la equitatividad mediante el índice de Pielou (J'). Para la diversidad taxonómica se utilizó el índice de distintividad taxonómica de Clarke Warwick ($\Delta+$). La variación de la diversidad entre sitios y temporadas se realizó a través de una prueba de *t* de Hutcheson (Hutcheson, 1970; Gardener, 2017). La similitud de la riqueza entre sitios se analizó mediante el Índice de Jaccard (IJ) mediante el programa Past3 (Hammer *et al.*, 2001), y se representó gráficamente mediante un diagrama de Venn-Euler. La diferencia en las actividades entre sitios se determinó con una prueba de χ^2 y la significancia se obtuvo a través de una prueba de residuos estandarizados.

Para los análisis de diversidad, temporalidad y uso se consideran únicamente los datos obtenidos dentro de los muestreos por observación directa, debido a que requieren los datos de abundancia por especie. Para la diversidad taxonómica y los índices de similitud se utilizó la riqueza total, puesto que se basan en un análisis de presencia/ausencia.

IV.2.3. Invertebrados edáficos

La diversidad de la comunidad de invertebrados edáficos se determinó mediante un muestreo en la temporada de lluvias y otro en la de secas. Para cada temporada y sitio, se colocaron cinco trampas de caída (Pitfall) de 40 mm, con una solución de 100 mL compuesta por 85 % de alcohol al 70 % y 15 % de anticongelante (Fig. 5). Se prescindió de sustancias atrayentes para evitar la captura de ejemplares que pasasen por la periferia. La distancia mínima entre trampas fue de 3 metros y su distribución buscó abarcar igualmente

áreas de alta y baja densidad de vegetación, exceptuando los caminos. Las trampas permanecieron activas durante siete días, luego de lo cual fueron procesadas para extraer los ejemplares capturados y colocarlos en alcohol al 70 % para su preservación. En cada muestra, se registró la riqueza y abundancia de especies, a excepción de las trampas que aparecieron dañadas, las cuales fueron descartadas junto con los ejemplares que contuvieran. La identificación se realizó hasta nivel de orden y morfoespecie con la ayuda de especialistas.



Figura 5. Esquema básico de las trampas Pitfall

Los puntos de muestreo se establecieron con base en los siguientes criterios: (1) se situaron únicamente en el sustrato, evitando quedar dentro de caminos y veredas; (2) se colocaron fuera de la vista de los transeúntes para evitar interferir con las actividades propias de cada sitio, así como para evitar su posible manipulación o destrucción; (3) se evitó la interferencia con aparatos de medición colocados en el sustrato; (4) se evitó dañar las raíces de las plantas circundantes durante la excavación, y (5) cada punto seleccionado debía contar con la profundidad suficiente para colocar la trampa de caída.

Para determinar la diversidad vegetal en el entorno inmediato de cada punto de muestreo (1 m²) se consideraron únicamente especies de tipo “Primarias”, clasificándose en dos categorías: Baja, cuando existieran únicamente una o dos especies en el entorno. Alta, cuando existieran más de dos especies.

Para la densidad se utilizaron las mismas categorías bajo las siguientes consideraciones: Baja, cuando más del 50 % del suelo fuera visible por encima del follaje. Alta, cuando el suelo visible fuera menor al 50 % (Fig. 6).



Figura 6. Trampas pitfall en ambientes de Alta (A) y Baja (B) diversidad y densidad vegetal.

Los puntos de muestreo establecidos bajo estos criterios quedaron distribuidos como se indica en las tablas 5-7.

Tabla 5. Puntos de muestreo de invertebrados edáficos en el JB.

Temporada	Lluvias										Secas				
Puntos	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Diversidad	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆
Densidad	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆

Notas: Ubicación del punto de muestreo: ● Categorías: Alta: ◆, Baja: ◆, Destruída: ◆.
 Los sitios 1 a 5 corresponden al muestreo preliminar, por lo que no fueron considerados en los análisis comparativos.



Tabla 6. Puntos de muestreo de invertebrados edáficos en el CIC

Temporada	Lluvias					Secas				
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Puntos										
Diversidad	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆
Densidad	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆

Ubicación del punto de muestreo: ● Categorías: Alta: ◆, Baja: ◆, Destruída: ◆.



Tabla 7. Puntos de muestreo de invertebrados edáficos en el ASF.

Temporada	Lluvias					Secas				
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Puntos										
Diversidad	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆
Densidad	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆

Ubicación del punto de muestreo: ● Categorías: Alta: ◆, Baja: ◆, Destruída: ◆.



La riqueza y número de individuos totales se obtuvieron considerando el muestreo preliminar realizado en el JB y los muestreos subsecuentes, por temporada, para cada una de las azoteas verdes estudiadas.

La efectividad de los muestreos se evaluó mediante curvas de acumulación de especies, utilizando los estimadores no paramétricos Chao 1 y ACE, mediante el programa EstimateS (Colwell, 2013). La presencia de los distintos órdenes en cada sitio se analizó mediante la frecuencia relativa (Fr) y densidad promedio de individuos (Dn) por trampa. La diversidad de especies se analizó mediante los índices de Shannon (H') y Simpson (D), y la equitatividad mediante el índice de Pielou (J'). Para la diversidad taxonómica se utilizó el índice de distintividad taxonómica de Clarke Warwick ($\Delta+$), mediante el programa Primer V7 (Clarke y Gorley, 2015). La variación de la diversidad entre sitios y temporadas se realizó a través de una prueba de *t* de Hutcheson. La similitud de la riqueza entre sitios se analizó mediante el Índice de Jaccard (IJ), a través del programa Past3 (Hammer *et al.*, 2001), y se representó gráficamente mediante un diagrama de Venn-Euler. El análisis comparativo del cambio entre temporadas del número de individuos y la riqueza entre sitios se realizó a través de una prueba de χ^2 .

La relación entre la abundancia y la riqueza, con la diversidad y densidad vegetales se evaluó considerando en conjunto los datos obtenidos en las temporadas de lluvias y secas, mediante un análisis de correlación de Pearson (r). La normalidad de los datos se comprobó con una prueba de Shapiro-Wilk. El análisis comparativo se realizó mediante una prueba de χ^2 . La significancia se obtuvo con una prueba de residuos estandarizados.

IV.2.4. Mesofauna edáfica

Para efectos del presente estudio, dentro de la mesofauna se consideraron a los microartrópodos que contaran con un tamaño aproximado de 0.2 a 2 mm, correspondientes principalmente a ácaros y colémbolos, así como también a sínfilos, proturos, dipluros, paurópodos y polixénidos (Palacios-Vargas y Mejía-Recamier, 2007).

Los muestreos se realizaron en las temporadas de lluvias y secas, a la par del muestreo de invertebrados edáficos. En cada sitio se tomaron cinco muestras de suelo de 100 g cada una, abarcando desde la hojarasca hasta el suelo de mayor profundidad, por temporada. Inmediatamente después cada muestra fue colocada en un embudo de Berlese-Tullgren durante 72 horas. Transcurrido este tiempo, las muestras fueron expuestas a una luz de 25 W por 72 horas adicionales. Los individuos fueron colectados en un recipiente colocado debajo del embudo con alcohol al 70 % para su posterior separación, identificación y contabilización (Fig. 7). La identificación se realizó mediante un microscopio estereoscópico. Dada la complejidad en el reconocimiento de estos organismos, la clasificación de los distintos grupos de mesofauna se realizó hasta el nivel taxonómico identificable (clase, orden, suborden o familia) con la ayuda de especialistas.



Figura 7. Batería de embudos de Berlese-Tullgren.

Las muestras para el análisis de la mesofauna fueron obtenidas de los sitios donde se colocaron las trampas de caída (Pitfall), para invertebrados edáficos (Tablas 5-7), de modo que se sujetaron a los mismos criterios de selección y condiciones de diversidad y densidad vegetal. Dado que los análisis realizados son en su totalidad comparativos, los individuos procesados en el muestreo preliminar (sitios 1 a 5 del sitio JB) fueron descartados.

La presencia de los distintos grupos en cada sitio se analizó mediante la frecuencia relativa y densidad promedio de individuos por muestra. El análisis de similitud de la abundancia entre sitios se realizó mediante el índice de Morisita-Horn (C_{MH}), a través del programa Past3 (Hammer *et al.*, 2001). La diversidad de especies se analizó mediante los índices de Shannon (H') y Simpson (D), y la equitatividad mediante el índice de Pielou (J'). La variación de la diversidad entre sitios y temporadas se realizó a través de una prueba de t de Hutcheson. El análisis comparativo del cambio entre temporadas de la abundancia entre sitios se realizó a través de una prueba de χ^2 . La relación de la abundancia de mesofauna edáfica con la diversidad y densidad vegetal, se evaluó considerando en conjunto los datos obtenidos en las temporadas de lluvias y secas, a través del análisis de

correlación de Pearson (r) y Spearman (ρ), mediante el programa RStudio (RStudio Team, 2016). La normalidad de los datos se comprobó con una prueba de Shapiro-Wilk. El análisis comparativo se realizó mediante una prueba de χ^2 .

IV.3. Análisis de datos

La efectividad de los muestreos se evaluó mediante curvas de acumulación de especies. Para estos análisis se utilizaron los estimadores de riqueza no paramétricos ACE (Abundance-base Coverage Estimator) y Chao 1, así como la desviación estándar de este último, por contar con un 95 % de confiabilidad. Este análisis se realizó a través del programa EstimateS (Colwell, 2013). La presencia de individuos por unidad de muestreo se obtuvo mediante la frecuencia relativa (Fr) y la densidad media (Dn).

$$Fr = \frac{N_i}{N} \quad Dn = \frac{n_i}{N}$$

donde N_i es el número de unidades de muestreo donde se observó la especie i , n_i es el número total de individuos de la especie i y N es el número total de unidades de muestreo.

La densidad calculada es expresada por el número promedio de individuos por unidad de muestreo, acompañada por el error estándar (ee):

$$ee = \frac{S}{\sqrt{N}} \quad S = \sqrt{\frac{\sum(x_i - \bar{x})^2}{N-1}}$$

donde S es la desviación estándar, N es el número total de unidades de muestreo, x_i es el número de individuos observados en la unidad de muestreo i y \bar{x} es la media del número de individuos encontrados en todas las unidades de muestreo, por elemento (Razo-González *et al.*, 2014; Magurran, 2004).

La diversidad para los distintos grupos de fauna fue analizada mediante el índice de Shannon-Wiener (H'), el cual asume que los individuos fueron muestreados de manera aleatoria en una comunidad infinitamente larga, donde todas las especies están representadas en la muestra. A partir de este índice se calculó también el índice de equitatividad de Pielou, el cual ofrece una medida de la heterogeneidad de las comunidades estudiadas:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i \quad J' = \frac{H'}{H_{m\acute{a}x}}$$

donde p es la abundancia relativa y $H_{m\acute{a}x}$ es la diversidad máxima que puede ocurrir si todas las especies tienen la misma abundancia (lnS) (Magurran, 2004).

Adicionalmente, se utilizó el índice de diversidad de Simpson (D), el cual indica la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar en una comunidad pertenezcan a la misma especie.

$$D = 1 - \sum p_i^2$$

donde p es la proporción de individuos de la especie i (Magurran, 2004).

La diversidad taxonómica se obtuvo mediante el índice de distintividad taxonómica de Clarke y Warwick (Δ^+), el cual describe la distancia taxonómica promedio entre dos organismos aleatoriamente seleccionados, a través de la filogenia de todas las especies del conjunto:

$$\Delta^+ = \frac{\sum \sum_{i < j} \omega_{ij}}{[S(S-1)/2]}$$

donde S es el número de especies y ω_{ij} es la distancia que une a las especies i y j en la clasificación taxonómica (Magurran, 2004; García-de Jesús *et al.*, 2016). En tanto mayor

sea la distancia taxonómica entre especies, mayor será el valor obtenido para este índice, lo que indicará que la comunidad cuenta con una mayor variedad de rasgos, presenta una menor competencia y hace un uso más eficiente de los recursos disponibles en el sitio (Cook-Patton y Bauerle, 2012). Este índice se obtuvo a partir de 1,000 cálculos aleatorios realizados mediante el programa Primer V7 (Clarke y Gorley, 2015).

La composición entre sitios o categorías fue comparada en términos porcentuales, mediante el índice de similitud de Jaccard (IJ), ya que éste considera el número de especies compartidas entre comunidades mediante un análisis de presencia/ausencia:

$$IJ = \frac{a}{(a + b + c)} * 100$$

donde a es el número de especies presentes en ambas comunidades, b es el número de especies presentes sólo en la comunidad b , y c es el número de especies presentes sólo en la comunidad c . Este índice se realizó a través del programa Past3 (Hammer *et al.*, 2001).

Para los datos donde únicamente puede hacerse la comparación del número de individuos (mesofauna edáfica) se aplicó el índice de similitud de Morisita-Horn (C_{MH}):

$$C_{MH} = \frac{2 \sum a_i b_i}{(d_a + d_b) * (N_a * N_b)} \quad d_a = \frac{\sum a_i^2}{N_a^2}$$

donde N_a es el número total de individuos en el sitio A y N_b en el sitio B; a_i es el número de individuos de la especie i en A y b_i en B; d_a y d_b es el índice de diversidad de Simpson para los sitios A y B (Morisita, 1959; Magurran, 2004).

Para evaluar las relaciones existentes entre los conjuntos de especies de los distintos grupos estudiados, se contrastaron los datos mediante diagramas de Venn-Euler.

La variación estacional de los valores de diversidad y su significancia se evaluó mediante la prueba de t de Hutcheson, la cual permite la comparación de dos índices de diversidad de Shannon-Wiener a través de la obtención de la varianza para cada muestra:

$$t = \frac{H_a - H_b}{\sqrt{S_{H_a}^2 + S_{H_b}^2}}$$

donde H_a es el índice de diversidad de Shannon-Wiener para la muestra a y H_b para la muestra b .

Para obtener los valores de S_{H}^2 para cada muestra se utilizó la siguiente fórmula:

$$S_H^2 = \frac{\sum p(\ln p)^2 - (\sum p \ln p)^2}{N} + \frac{S - 1}{2N^2}$$

donde p es la abundancia relativa, N es el número de individuos y S es la riqueza. Para calcular los grados de libertad se siguió la siguiente fórmula:

$$gl = \frac{(S_{H_a}^2 + S_{H_b}^2)^2}{\left(\frac{(S_{H_a}^2)^2}{N_a} + \frac{(S_{H_b}^2)^2}{N_b}\right)}$$

La significancia se obtuvo al contrastar el valor crítico de t ($p=0.05$) con el valor de t obtenido (Hutcheson, 1970; Gardener, 2017).

La comparación del número de individuos o riqueza entre los distintos sitios, categorías o usos se realizó mediante la prueba de ji cuadrada (χ^2), mientras que la significancia se obtuvo a través de una prueba de residuos estandarizados (R):

$$\chi^2 = \sum \frac{(f_o - f_e)^2}{f_e} \quad R = \frac{f_o - f_e}{\sqrt{f_e}} \sqrt{\frac{N - C_j}{N - R_i}}$$

donde f_o es la frecuencia del valor observado y f_e es la frecuencia del valor esperado. A partir de la construcción de una tabla de contingencia, se obtuvo el número de

observaciones totales N , así como C_j , que es la sumatoria de las frecuencias de la columna j y R_i , que es la sumatoria de las frecuencias del renglón i (Pearson, 1900).

La existencia y significancia de relaciones entre variables se evaluó mediante un análisis de correlación de Pearson:

$$r_{xy} = \frac{\sum Z_x Z_y}{N}$$
$$Z_x = \frac{X - \bar{X}}{S_x} * SD_x$$
$$Z_y = \frac{Y - \bar{Y}}{S_y} * SD_y$$

donde X es el valor i del primer conjunto de datos, \bar{X} es el promedio del primer conjunto de datos, Y se refiere al segundo conjunto de datos, Z hace referencia a los productos cruzados de las puntuaciones estandarizadas de X y Y , S es la varianza y SD es la desviación estándar. En caso de que los datos no resultasen normales, se aplicó el coeficiente de correlación de Spearman:

$$\rho = 1 - \frac{6 \sum d^2}{N(N^2 - 1)}$$

donde d es la diferencia entre los rangos de X e Y , y N es el número de parejas de datos. Estas correlaciones se realizaron mediante el programa RStudio (RStudio Team, 2016).

La normalidad de los datos se evaluó a través de la prueba de Shapiro-Wilk (RStudio Team, 2016).

V. RESULTADOS

V.1. Características meteorológicas

Con base en la carta de unidades climáticas del INEGI (2008), los tres sitios estudiados comparten un clima templado subhúmedo con lluvias en verano y sequía en invierno C(w₁) (w). Derivado de esta paridad, los registros de temperatura máxima y media mensuales son muy similares entre sitios (Fig. 8 A y B); caso contrario se registró para la temperatura mínima (Fig. 8 C), donde se observa un valor medio anual bajo en el JB (4.72°C) y alto en el ASF (9.10°C). Esta variación coincide con el aumento reconocido de la temperatura en áreas pavimentadas o edificadas (efecto isla de calor), donde la radiación solar absorbida es mayor, así como con su disminución en las áreas verdes urbanas, donde la baja absorción de radiación solar y la evapotranspiración mantienen un ambiente más fresco (Norton *et al.*, 2015).



Figura 8. Promedio mensual de la temperatura máxima (A), media (B) y mínima (C) por sitio, con base en los datos de las estaciones meteorológicas.

La precipitación registró una variación entre sitios (Fig. 9), siendo mayor en el JB con un total anual de 871.34 mm, seguido del CIC con 626.04 mm y finalmente del ASF con 578.90 mm. La disminución en los registros del CIC en los meses de junio y julio, se debieron a una obstrucción en el sistema de medición. A partir de los volúmenes de precipitación mensuales registrados, se definieron dos temporadas: lluvias y secas.

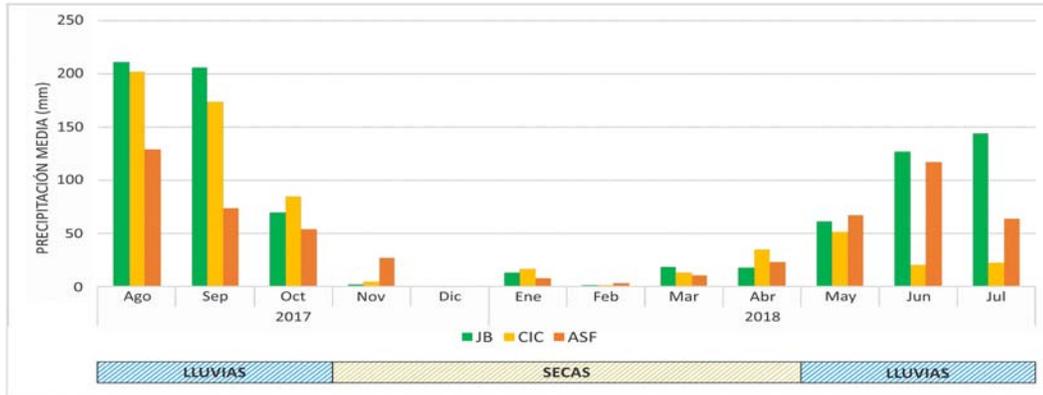


Figura 9. Promedio mensual de precipitación por sitio y temporadas correspondientes, con base en los datos de las estaciones meteorológicas.

Al analizar comparativamente los datos de humedad relativa (Fig. 10), se observa que el JB presenta los valores más elevados, mientras que el ASF registró los valores más bajos. Sin embargo, la diferencia entre sitios no es relevante.

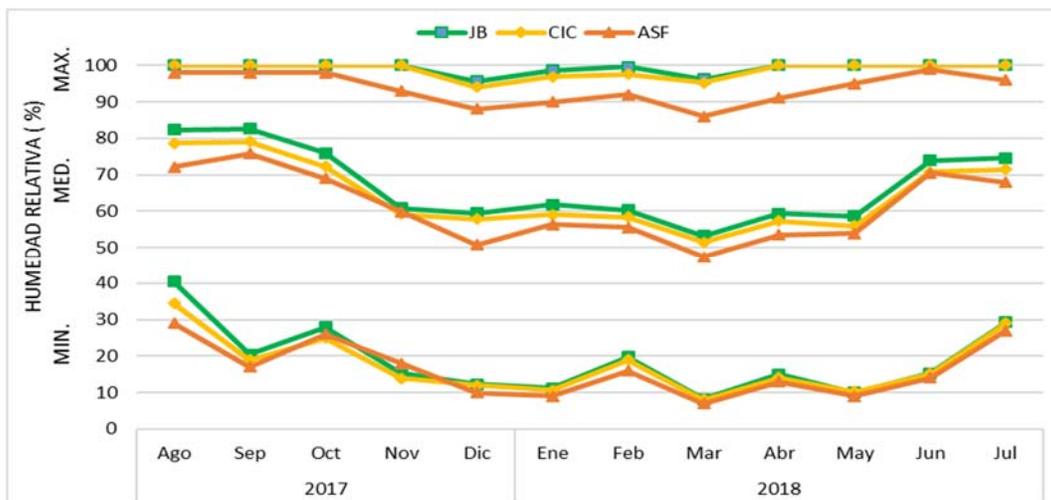


Figura 10. Promedio mensual de la humedad máxima, media y mínima por sitio, con base en los datos de las estaciones meteorológicas.

V.2. Flora

Para los tres sitios y las dos temporadas fueron identificadas un total de 236 especies, pertenecientes a 45 familias y 22 órdenes. Los órdenes con la mayor riqueza fueron Asparagales con 37 especies y Asterales con 35 (Figs. 11 y 12).

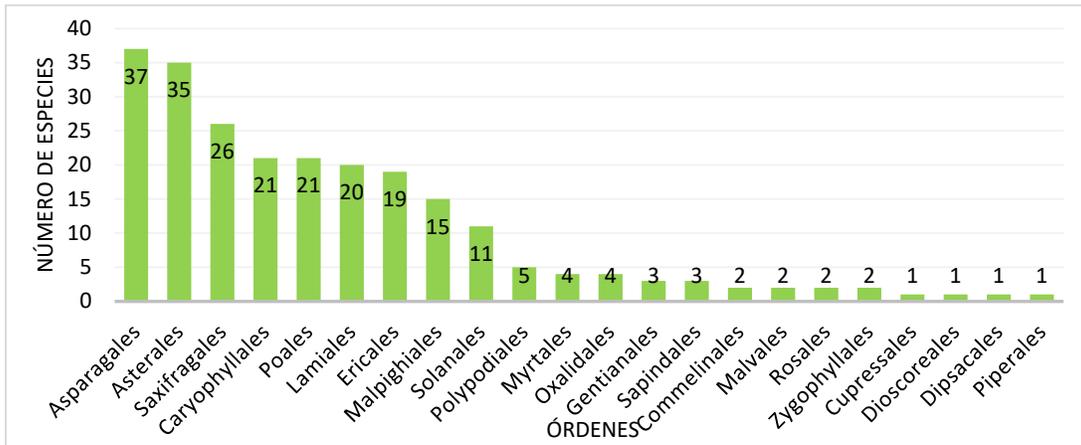


Figura 11. Número total de especies vegetales por orden.

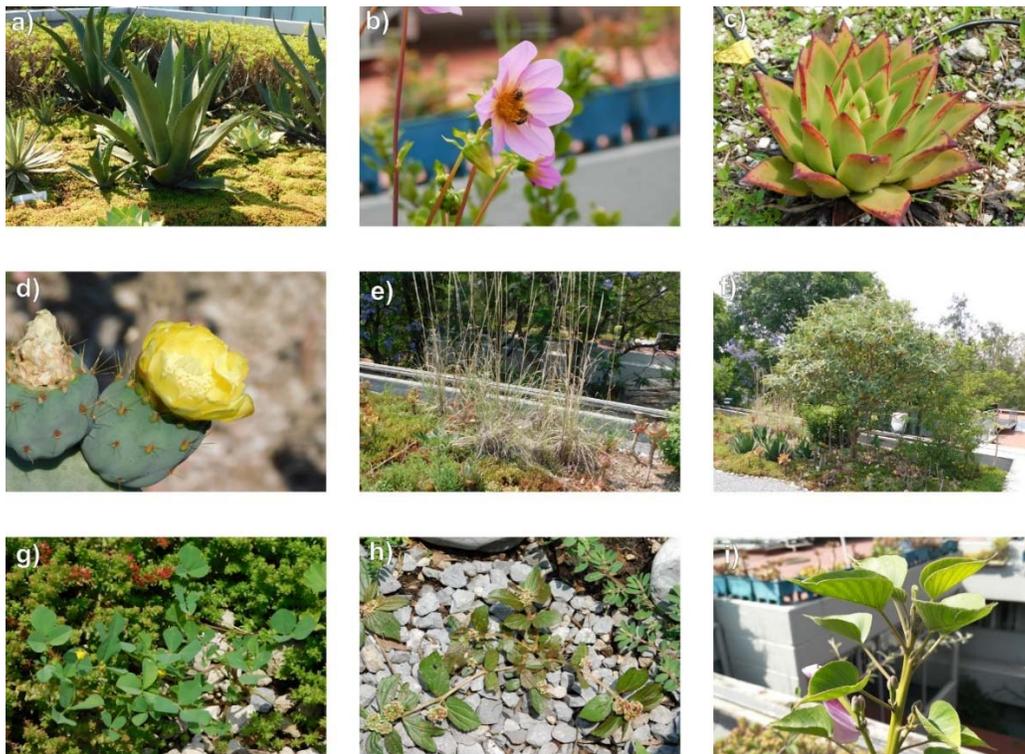


Figura 12. Representantes de los órdenes de flora con mayor riqueza, identificados en las azoteas verdes estudiadas: a) *Agave salmiana* (Asparagales), b) *Dahlia sorenseii* (Asterales), c) *Echeveria agavoides* (Saxifragales), d) *Opuntia robusta* (Caryophyllales), e) *Muhlenbergia robusta* (Poales), f) *Buddleja cordata* (Lamiales), g) *Medicago polymorpha* (Ericales), h) *Euphorbia hirta* (Malpighiales) e i) *Ipomoea carnea* (Solanales)

El ASF registró la riqueza más alta con 110 especies, seguido del JB y el CIC que registraron valores similares. La diversidad taxonómica más elevada se registró en el JB ($\Delta+= 77.03$), mientras que el ASF, aún con la riqueza de especies más alta, obtuvo el valor más bajo con ($\Delta+= 75.199$) (Fig. 13). El listado completo de especies por sitio y categoría se incluye en el Anexo 2.

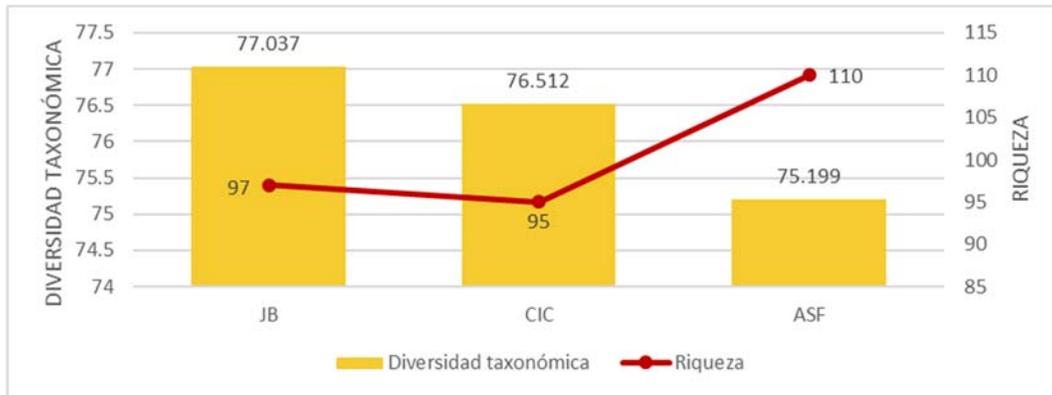


Figura 13. Diversidad taxonómica y riqueza de vegetación entre sitios.

Del total de especies registradas, 91 (38.56 %) corresponden a la categoría “Primarias” y 145 (61.44 %) a “Secundarias”. Entre las primarias, los géneros que registran la mayor riqueza corresponden a *Agave* (S= 25), *Echeveria* (S= 14), *Sedum* (S= 8) y *Opuntia* (S= 7). Para las secundarias, las familias con la mayor riqueza son Asteraceae (S= 30), Poaceae (S= 16), Fabaceae (S= 14), Euphorbiaceae (S= 12) y Convolvulaceae (S= 9).

En la Tabla 8 se presenta el número de especies, por categoría, para cada sitio. Las especies primarias registraron la mayor riqueza en el ASF (S= 52), donde la riqueza total incrementó en un 105% debido al desarrollo de las secundarias. En contraste, en el JB registraron la riqueza más baja (S= 34), al tiempo que incrementó la riqueza total en el sitio en un 185 % gracias al establecimiento de 63 secundarias.

Tabla 8. Número de especies vegetales por categoría identificadas en cada sitio

Sitio	Categoría		Total
	Primarias	Secundarias	
JB	34	63	97
CIC	40	55	95
ASF	52	58	110

El índice de distintividad taxonómica por categoría obtenido para las especies primarias (Fig. 14), es similar en los sitios JB y ASF ($\Delta+= 65.69$ y 65.53 , respectivamente), mientras que en el CIC se registró un valor más alto ($\Delta+= 74.25$). Para las secundarias, el índice de distintividad taxonómica más alto se registró en el JB ($\Delta+= 76.03$), mientras que el ASF obtuvo el valor más bajo ($\Delta+= 73.70$).

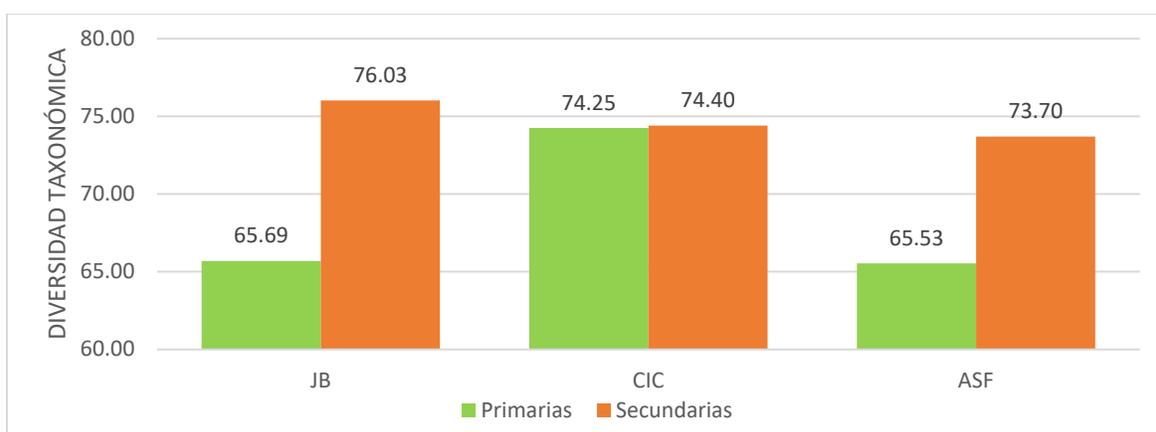


Figura 14. Diversidad taxonómica entre categorías de especies por sitio.

A partir del análisis de la composición entre sitios se encontró que todos comparten la presencia de las familias Asteraceae, Asparagaceae, Cactaceae y Crassulaceae. De igual modo, doce especies fueron registradas en todos los sitios, mismas que son: *Agave mitis*, *Dahlia sorensenii*, *Echeveria agavoides*, *E. gibbiflora*, *Graptopetalum paraguayense*, *Opuntia robusta*, *O. joconostle*, *Pittocaulon praecox*, *Sedum dendroideum*, *S. moranense*, *S. pachyphyllum* y *S. rubrotinctum*.

De las especies primarias identificadas 29 son exclusivas del ASF, es decir, que no se encuentran en los otros dos sitios. Le siguen el CIC con 21 y el JB con 16 (Fig. 15 A). De acuerdo con la similitud de Jaccard, el subconjunto JB-ASF presenta la mayor similitud (IJ= 27.54 %), mientras que en los subconjuntos que incluyen al CIC los valores son menores (CIC-ASF= 21.62 %, JB-CIC= 21.31 %).

Para las especies secundarias (Fig. 15 B), 50 son exclusivas del JB, mientras que en el ASF y CIC se encontraron 39 y 34, respectivamente. El número de especies compartidas entre sitios para esta categoría es menor que en la anterior, ascendiendo tan solo a seis (*Cosmos bipinnatus*, *Ipomoea* sp. 2, *Mecardonia procumbens*, *Medicago polymorpha*, *Oxalis lunulata* y *Poaceae* sp. 1). Con base en el entorno de cada sitio, destaca que el ASF y el CIC comparten más especies secundarias entre sí. El Índice de Jaccard señala que la mayor similitud se registró en el subconjunto CIC-ASF (IJ= 18.75 %), mientras que los subconjuntos que incluyen al JB obtuvieron valores más bajos (JB-CIC= 9.35 %, JB-ASF= 6.25 %).

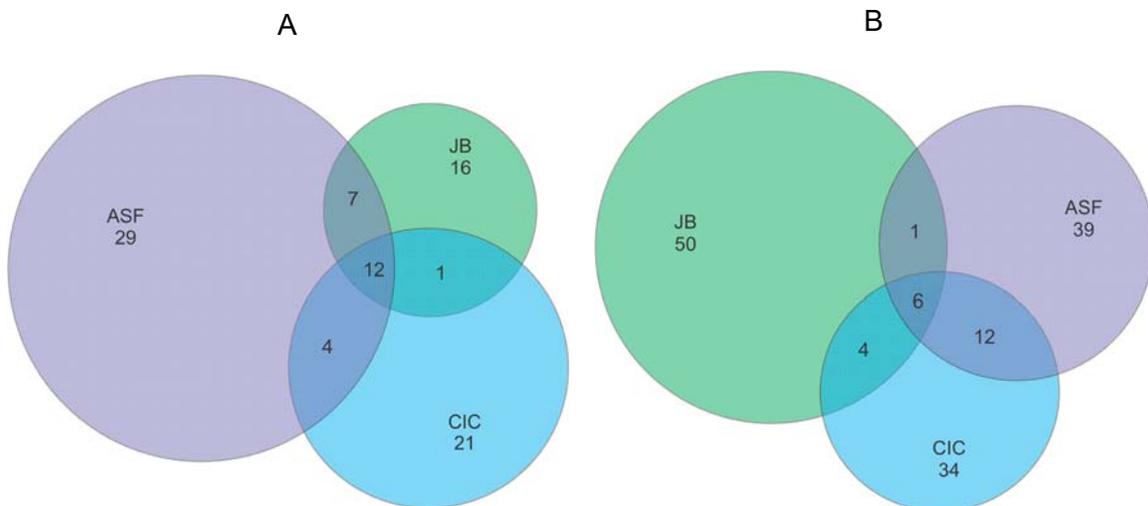


Figura 15. Número de especies exclusivas por sitio y compartidas entre sitios para las especies primarias (A) y secundarias (B).

Para ambas categorías es destacable la disimilitud que se observó entre sitios, siendo que más del 70 % de las especies primarias de cada sitio son exclusivas de los mismos, mientras que para las secundarias esta proporción es superior al 80 % en todos los sitios.

El primer censo, realizado en temporada de lluvias, registró una mayor riqueza en todos los sitios respecto al segundo, realizado en temporada de secas. Sin embargo, la riqueza por categoría registró variaciones importantes en cada sitio. Para las especies primarias, la permanencia en todos los sitios fue superior al 96 %, sin que se reflejara una diferencia significativa entre ellos ($\chi^2= 0.142$, g.l.= 2, $p= 0.932$). Las especies que no fueron observadas en la temporada de secas fueron *Manfreda scabra* en el JB, *Cestrum* sp. en el CIC y *Agave weberii* y *Zea mays* en el ASF.

En contraste, las especies secundarias registraron una diferencia muy significativa ($\chi^2= 86.467$, g.l.= 2, $p<0.001$), ya que la permanencia registrada fue del 57.45 % para el CIC, del 44.74 % para el ASF y apenas del 9.52 % para el JB (Fig. 16). El recambio de especies durante la temporada de secas fue registrado únicamente en los sitios CIC y ASF, siendo más numerosas en este último sitio.

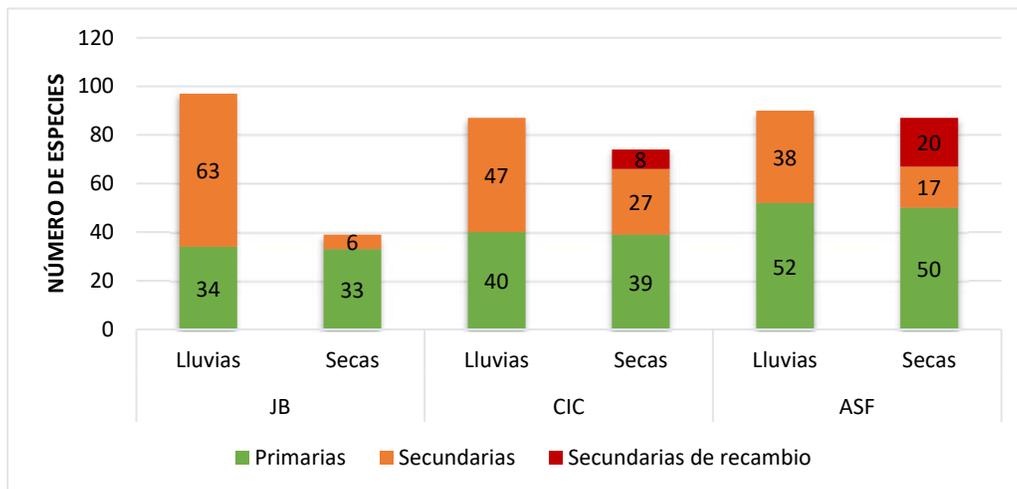


Figura 16. Riqueza de especies vegetales por categoría, entre sitios y temporadas.

La prueba de residuos estandarizados (Fig. 17) reitera que para las especies primarias no existe una diferencia importante entre sitios, mientras que para las secundarias la riqueza en el JB es significativamente menor en la temporada de secas respecto al resto de los sitios.

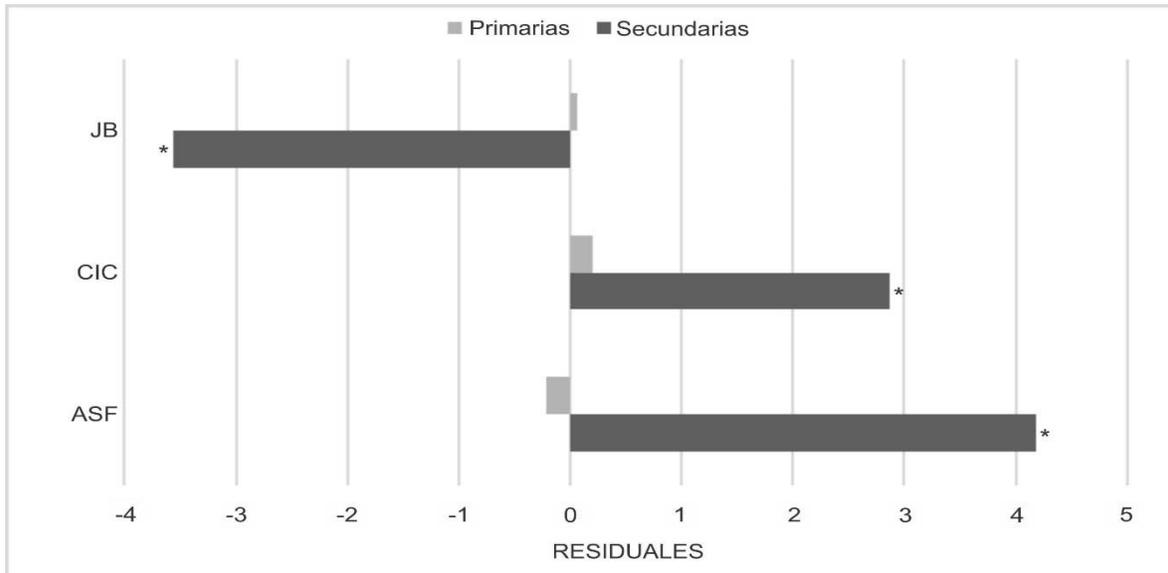


Figura 17. Análisis de residuos que indican si la permanencia esperada de especies vegetales por categoría es mayor (residuales positivos) o menor (residuales negativos) a lo esperado.
* valores significativos.

V.3. Vertebrados

En las 48 muestras obtenidas en conjunto de todos los sitios, durante las temporadas de lluvias y secas, se identificaron un total de 685 individuos de 21 especies, correspondientes a 18 aves, dos reptiles y un mamífero. Asimismo, mediante las fototrampas se obtuvieron un total de 25,469 fotografías, de las cuales 3,532 fueron eventos positivos, identificándose en total 22 especies, de las cuales cinco son distintas a las registradas durante el muestreo (tres de aves y dos de mamíferos). En total fueron identificadas 26 especies, siendo las aves el grupo más numeroso (S= 21). El sitio que registró la mayor riqueza total fue el CIC con 18 especies, seguido del ASF con 16 y el JB con 14. En este último sitio se encontró la

menor riqueza de aves, pero la mayor para mamíferos y reptiles (Tabla 9, Fig. 18). La abundancia específica por sitio y método de muestreo se incluye en el Anexo 3.

Tabla 9. Listado de vertebrados por sitio y método de registro. S = número de especies.

Especie	Método de observación		Sitio de registro		
	Directa	Fototrampeo	JB	CIC	ASF
AVES					
<i>Aimophila ruficeps</i>	✓		✓		
<i>Amazilia beryllina</i>	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Columba livia</i>		✓			✓
<i>Columbina inca</i>	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Cynanthus latirostris</i>	✓				✓
<i>Diglossa baritula</i>	✓				✓
<i>Eugenes fulgens</i>		✓	✓		
<i>Haemorhous mexicanus</i>	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Lampornis clemenciae</i>	✓	✓		✓	✓
<i>Melospiza fusca</i>	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Passer domesticus</i>	✓	✓		✓	✓
<i>Pheucticus ludovicianus</i>	✓	✓		✓	
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	✓	✓		✓	
<i>Picoides scalaris</i>	✓			✓	
<i>Psaltiriparus minimus</i>	✓	✓		✓	
<i>Setophaga coronata</i>		✓		✓	✓
<i>Spinus psaltria</i>	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Thryomanes bewickii</i>	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Toxostoma curvirostre</i>	✓	✓	✓		✓
<i>Turdus migratorius</i>	✓	✓		✓	✓
<i>Turdus rufopalliatus</i>	✓	✓		✓	✓
S= 21		Subtotal	9	15	15
MAMÍFEROS					
<i>Bassariscus astutus</i>		✓	✓	✓	
<i>Didelphis virginiana</i>		✓	✓		
<i>Sciurus aureogaster</i>	✓	✓	✓	✓	
S= 3		Subtotal	3	2	0
REPTILES					
<i>Sceloporus grammicus</i>	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Sceloporus torquatus</i>	✓	✓	✓		
S= 2		Subtotal	2	1	1
		Total	14	18	16

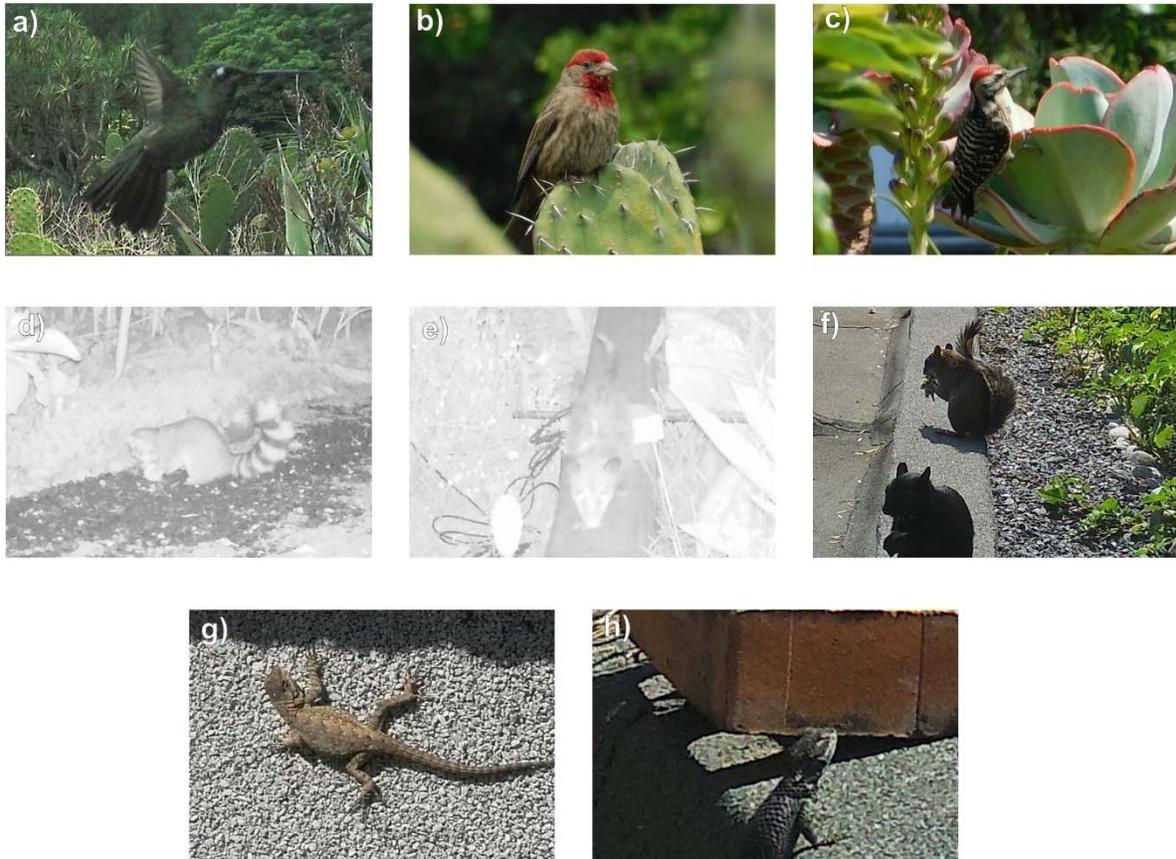


Figura 18. Representantes de los vertebrados identificados en las azoteas verdes estudiadas. **Aves:** a) *Eugenes fulgens*, b) *Haemorhous mexicanus* y c) *Picoides scalaris*; **Mamíferos:** d) *Bassariscus astutus*, e) *Didelphis virginiana* y f) *Sciurus aureogaster*; **Reptiles:** g) *Sceloporus grammicus* y h) *Sceloporus torquatus*.

Las curvas de acumulación de especies indican que para el CIC y el ASF la riqueza observada alcanzó una asíntota, empatándose con ambos estimadores. Esto implica que en el muestreo se encontró al menos el 95 % de los vertebrados que utilizan estos sitios. Para el JB se aprecia que, tanto la riqueza observada, como los estimadores aumentaron en las últimas muestras, por lo que es probable que este sitio reciba más especies de las observadas (Fig. 19).

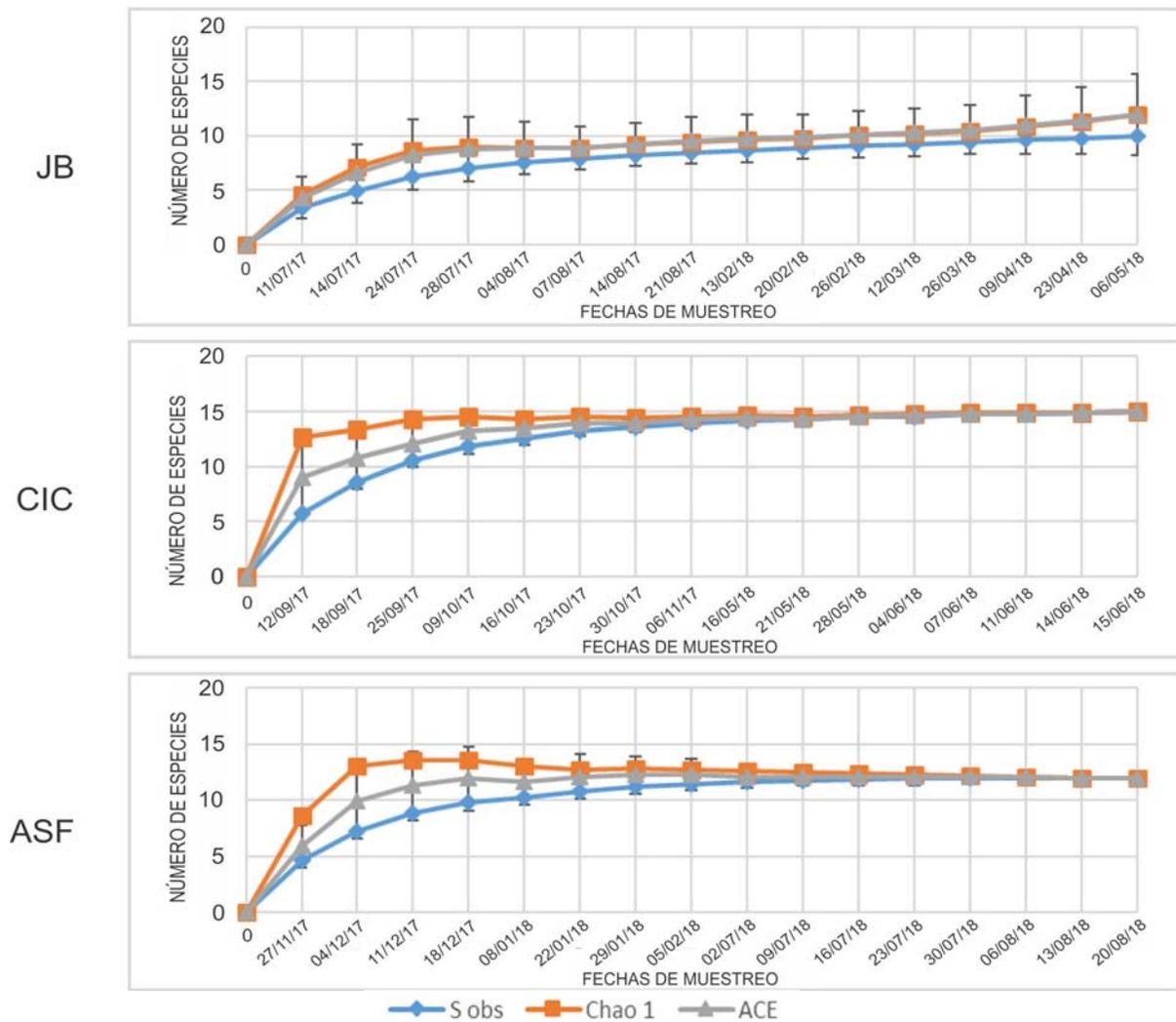


Figura 19. Curvas de acumulación de especies para vertebrados en cada azotea verde. S obs: Riqueza observada. Chao 1, ACE: Estimadores no paramétricos

Durante el muestreo por observación directa, el mayor número de individuos se registró en el JB con 425, seguido del CIC con 142 y el ASF con 118. La especie más abundante en los tres sitios fue *Haemorrhous mexicanus*, representando al 86.82 % de la abundancia total en el JB, mientras que en el resto de los sitios fue cercana al 30 % (Fig. 20).

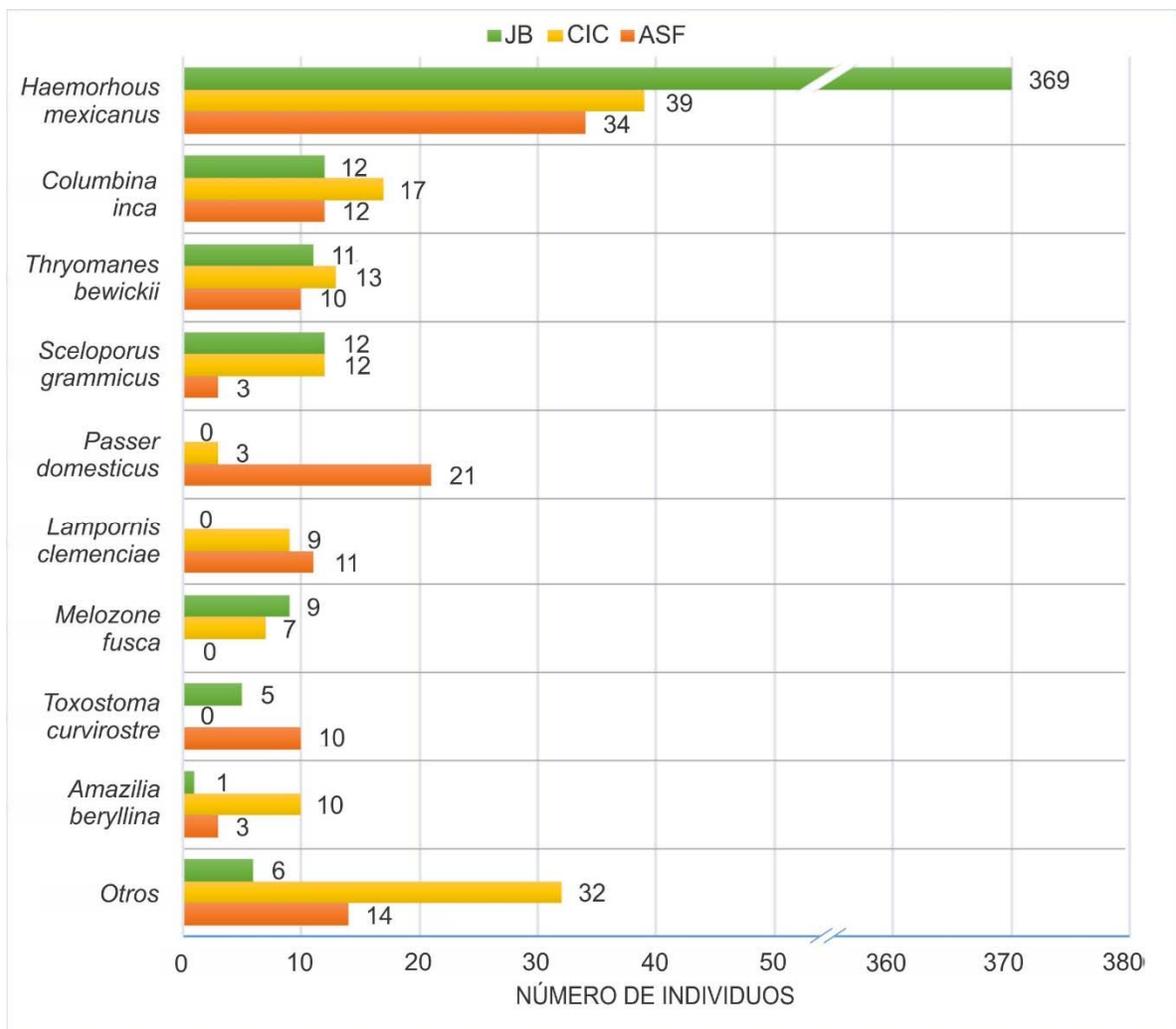


Figura 20. Abundancia de vertebrados registrados mediante observación directa por sitio. El nombre de "Otros" incluye a las especies con menos de 10 registros en conjunto.

Mediante el fototrampeo se encontró una mayor incidencia de *Bassariscus astutus* en el JB, con 272 eventos positivos, seguida de *Haemorrhous mexicanus* con 97. Por su parte, en el CIC *Sciurus aureogaster* obtuvo el mayor número de registros con 136, seguida igualmente por *H. mexicanus* con 55. Finalmente, en el ASF se registraron 1,867 eventos positivos para *Passer domesticus*, seguida nuevamente por *H. mexicanus* con 422 (Fig. 21).

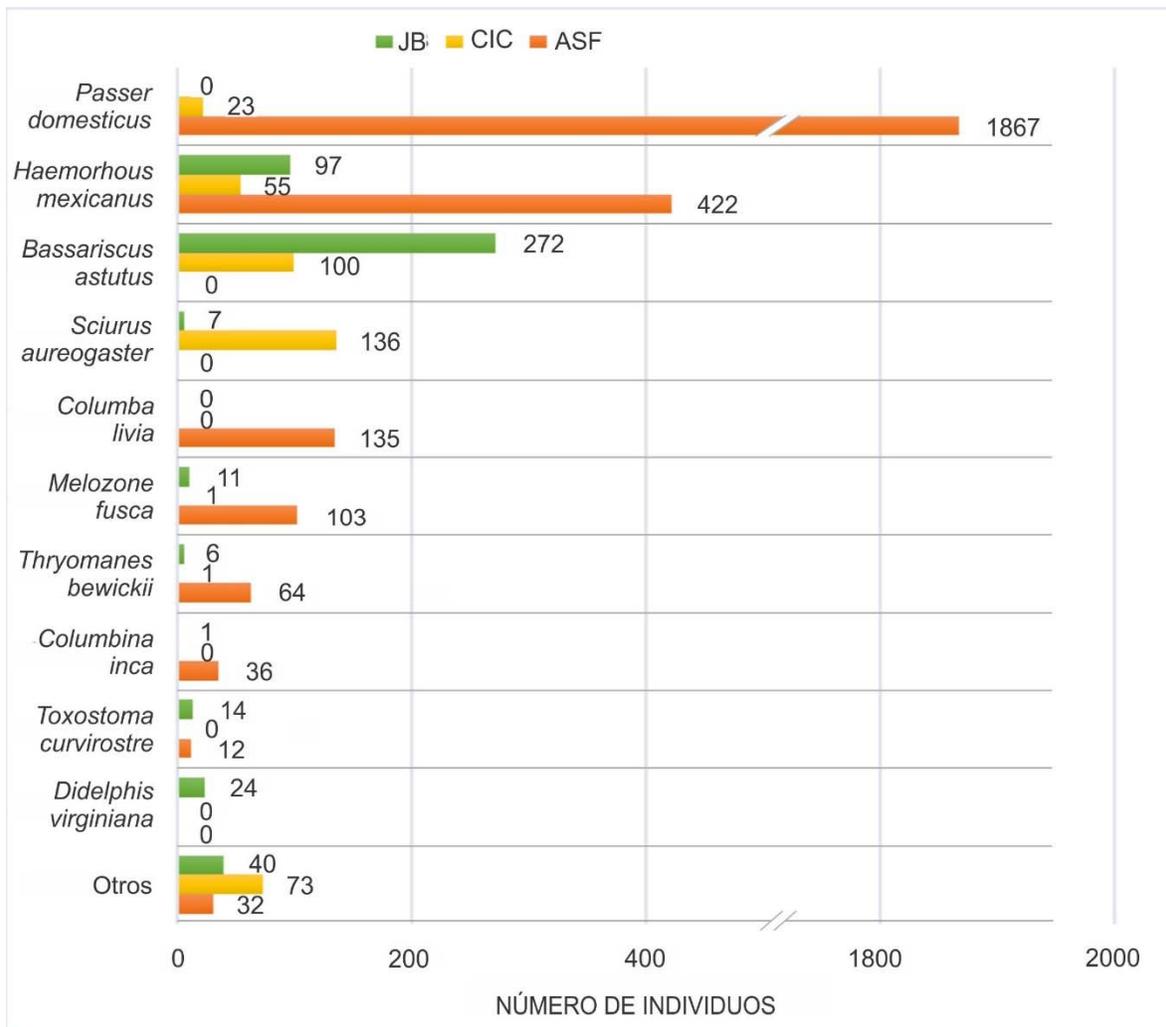


Figura 21. Abundancia de vertebrados registrados mediante fototrampeo por sitio. El nombre de "Otros" incluye a las especies con menos de 10 registros en conjunto.

La abundancia sobresaliente de *H. mexicanus* en el JB derivó en bajos índices de diversidad ($H' = 0.641$, $D = 0.243$) y en una baja equitatividad ($J' = 0.279$). Sin embargo, este mismo sitio registró la mayor diversidad taxonómica ($\Delta = 86.374$). El CIC obtuvo el valor más elevado en los índices de diversidad ($H' = 2.387$, $D = 0.875$) y equitatividad ($J' = 0.881$), mientras que la presencia de aves, mamíferos y reptiles derivó en un valor intermedio para el índice de diversidad taxonómico ($\Delta = 78.039$), respecto al resto de los sitios. El ASF registró valores igualmente elevados para los índices de diversidad ($H' = 2.141$, $D = 0.847$)

y equitatividad ($J' = 0.861$), aunque obtuvo también el valor más bajo para el índice de diversidad taxonómica ($\Delta+ = 73.167$) (Tabla 10).

Tabla 10. Riqueza total e índices de diversidad y equitatividad para vertebrados por sitio.

	JB	CIC	ASF
Riqueza total	14	18	16
Shannon (H')	0.641	2.387	2.141
Pielou (J')	0.279	0.881	0.861
Simpson (D)	0.243	0.875	0.847
Clarke Warwick ($\Delta+$)	86.374	78.039	73.167

Al evaluar la relación que guardan los conjuntos de especies entre sí (Fig. 22), se encontró que la mayor cantidad de coincidencias se registra para el subconjunto central que abarca los tres sitios estudiados. En total seis aves (*Amazilia beryllina*, *Columbina inca*, *Haemorhous mexicanus*, *Melospiza fusca*, *Spinus psaltria* y *Thryomanes bewickii*) y un reptil (*Sceloporus grammicus*) fueron observados en todos los sitios. Para el subconjunto CIC-ASF, que incluye a los sitios con mayor urbanización en su entorno, se encontró una alta similitud (IJ= 54.55 %), con cinco especies de aves en común (*Lampornis clemenciae*, *Passer domesticus*, *Setophaga coronata*, *Turdus migratorius*, y *Turdus rufopalliatus*). Para el subconjunto JB-CIC, que incluye a los sitios más cercanos entre sí, existe coincidencia únicamente en dos especies de mamíferos (*Bassariscus astutus* y *Sciurus aureogaster*), obteniendo un valor de similitud de 39.13 %. Finalmente, el subconjunto JB-ASF, que incluye a los sitios más alejados entre sí, alcanzó el valor de similitud más bajo (IJ= 36.36 %), compartiendo únicamente una especie (*Toxostoma curvirostre*).

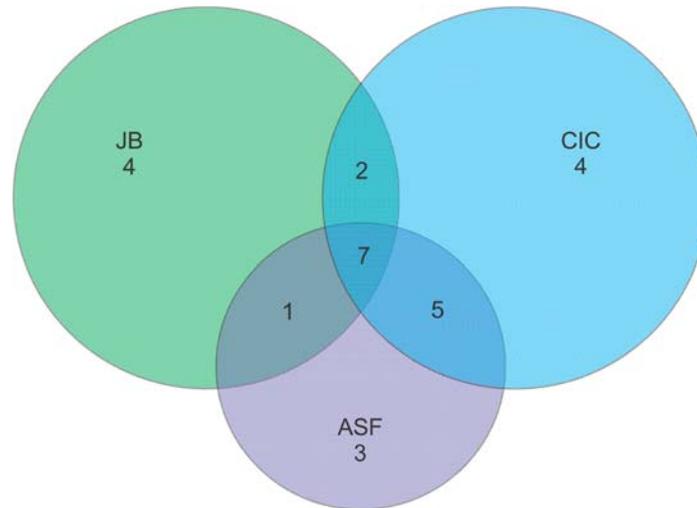


Figura 22. Número de especies exclusivas por sitio y compartidas entre sitios para vertebrados.

El número de individuos aumentó ligeramente en todos los sitios durante la temporada de secas (Tabla 11), sin que se registraran diferencias significativas entre temporadas ($\chi^2= 0.261$, g.l.= 2; $p= 0.877$). Por su parte, la riqueza muestra un comportamiento distinto, disminuyendo en una especie en el JB y aumentando ligeramente en los sitios CIC y ASF, no obstante, tampoco se encontraron diferencias entre sitios ($\chi^2= 0.325$, g.l.= 2; $p= 0.85$). Los índices de diversidad y equitatividad en el JB y CIC aumentaron en la temporada de secas, respecto a la temporada de lluvias. Por el contrario, en el ASF, al aumentar los registros de *Columbina inca* y *Haemorrhous mexicanus* en la temporada de secas hasta representar a más de la mitad de los individuos observados, la equitatividad disminuyó y, en consecuencia, los índices de diversidad.

Tabla 11. Número de individuos, riqueza e índices de diversidad por temporada para vertebrados por sitio.

	JB		CIC		ASF	
	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas
No. Individuos	196	229	62	80	54	64
Riqueza	9	8	11	14	9	10
Índices						
Shannon (H')	0.540	0.700	2.112	2.398	1.966	1.945
Pielou (J')	0.246	0.337	0.881	0.909	0.895	0.845
Simpson (D)	0.201	0.278	0.840	0.886	0.837	0.816

Al realizar un análisis comparativo de los índices de diversidad de Shannon entre temporadas para cada sitio (Fig. 23), se encontró que la diferencia entre temporadas es significativa únicamente en el CIC, mientras que en el JB y en el ASF no hay diferencia entre temporadas.

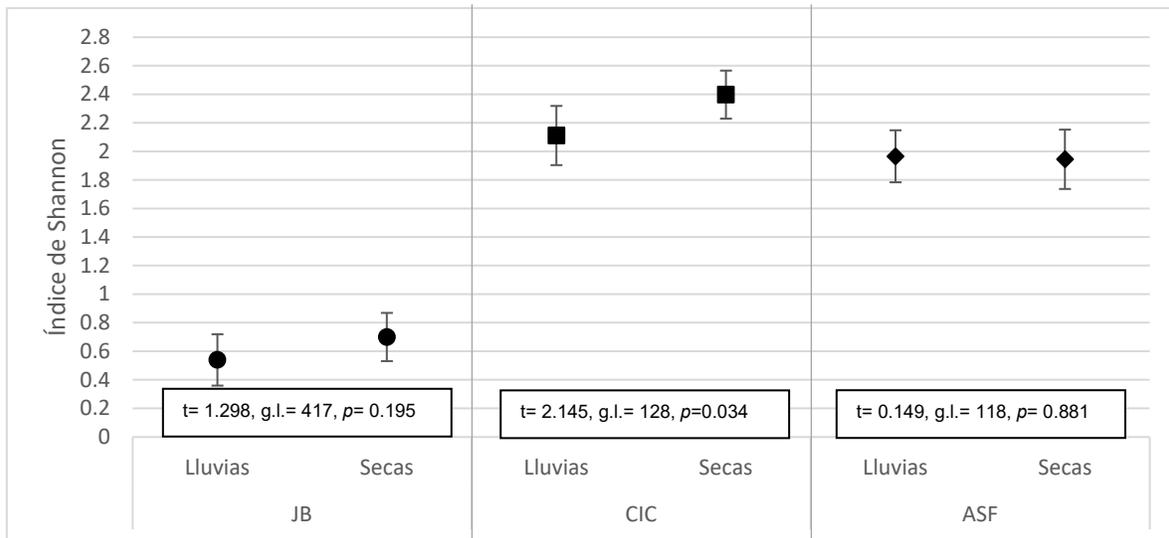


Figura 23. Comparativa de índices de diversidad de Shannon entre temporadas por sitio para vertebrados (prueba *t* de Hucheson).

El cambio en la composición de las comunidades entre temporadas para cada sitio (Fig. 24) se analizó a partir del índice de Jaccard ($1-IJ*100$). En el ASF se registró el mayor cambio encontrándose en la temporada de secas una composición 41.67 % distinta a la registrada en la temporada de lluvias. Para el CIC, el cambio alcanzó un 33.33 %, mientras que en el JB se encontró el valor más bajo con apenas un 30.00 % de diferencia entre temporadas.

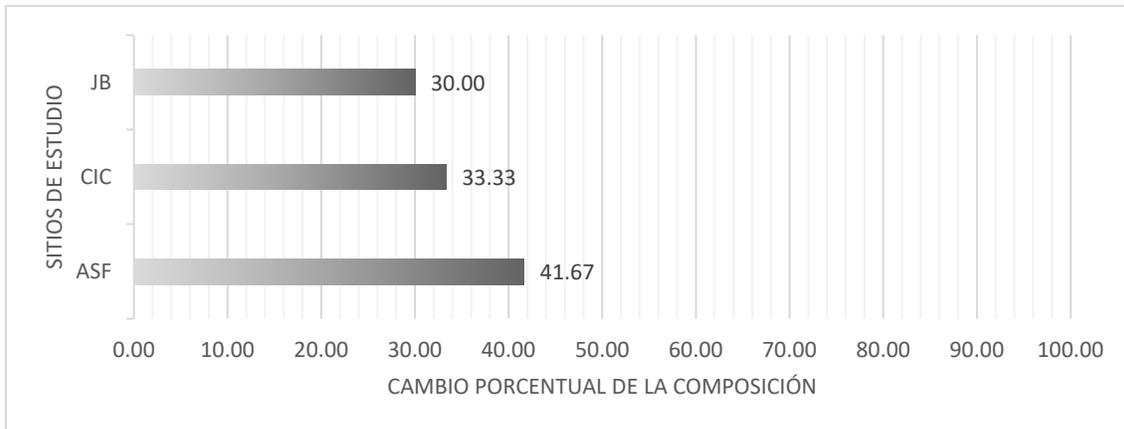


Figura 24. Cambio porcentual de la composición de vertebrados entre temporadas por sitio.

El uso que hacen los vertebrados de las azoteas verdes es distinto entre sitios, tanto para la temporada de lluvias ($\chi^2= 88.48$, g.l.= 4, $p= <0.001$), como para la de secas ($\chi^2= 69.49$, g.l.= 4, $p= <0.001$). Para ambas temporadas, la actividad más frecuente en todos los sitios fue la percha, alcanzando el 95.92 % durante la temporada de lluvias en el JB. Sin embargo, en este mismo sitio el uso para alimentación alcanzó apenas el 4.24 %, mientras que en el CIC y ASF se alcanzaron los 44.62 y 36.52 puntos porcentuales, respectivamente (Fig. 25). Las actividades de tránsito de mamíferos y asoleo de reptiles fueron poco observadas, por lo que se les incluyó en una sola categoría denominada como “Otros” Durante este estudio no fueron observados indicios de actividades reproductivas tales como nidos activos o abandonados, cascarones, ni conductas de cortejo.

Al hacer un análisis comparativo de la proporción de individuos por actividad entre temporadas para cada sitio, se encontró que no existe diferencia significativa en ningún caso (JB: $\chi^2= 3.40$, g.l.= 2, $p= 0.183$; CIC: $\chi^2= 4.17$, g.l.= 2, $p= 0.124$; ASF: $\chi^2= 4.82$, g.l.= 2, $p= 0.089$), de manera que ambas variables son independientes entre sí.

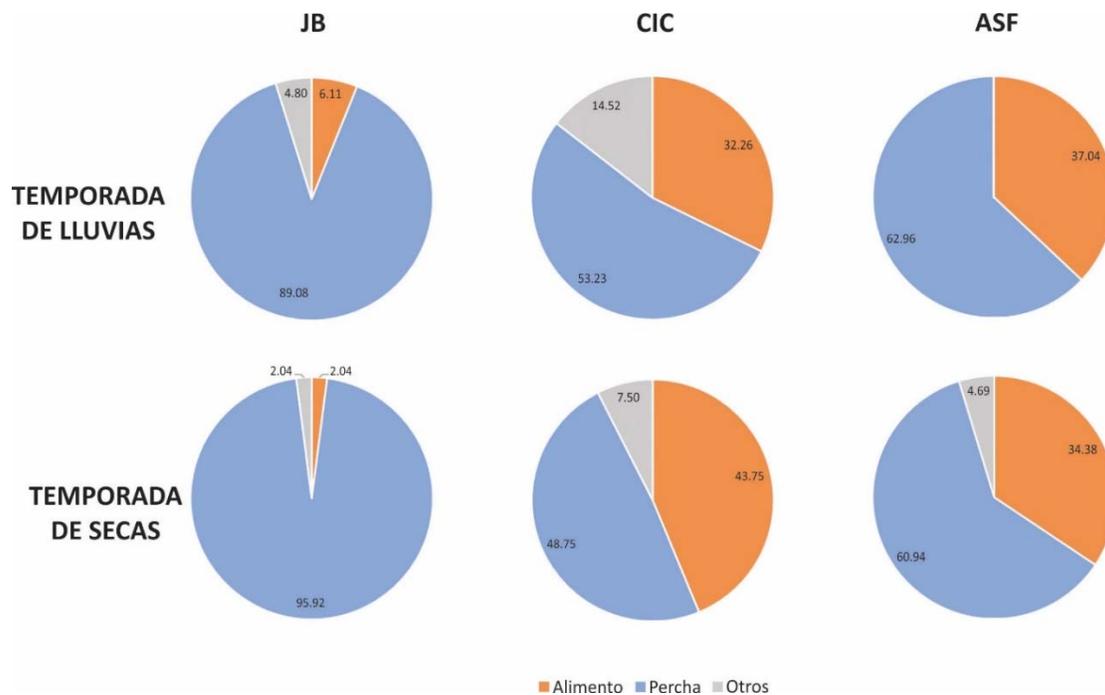


Figura 25. Actividades de los vertebrados registradas por sitio y temporada. En la categoría “Otros” se incluye el tránsito de mamíferos y el asoleo de reptiles.

El análisis de residuales indica que los vertebrados hacen un menor uso de la azotea verde del JB para alimentarse y mayor para perchar. En contraste, en los sitios CIC y ASF el registro de individuos que acudieron a alimentarse fue superior a lo esperado (Fig. 26).

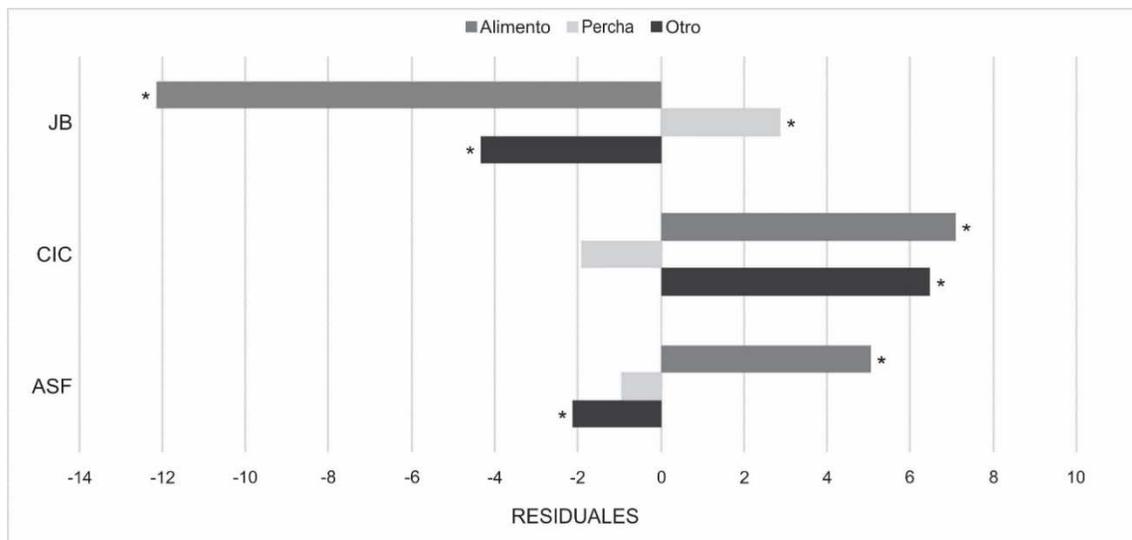


Figura 26. Análisis de residuales que indican si el uso que hacen los vertebrados de cada sitio es mayor (residuales positivos) o menor (residuales negativos) a lo esperado. * valores significativos

V.4. Invertebrados edáficos

Dentro de las 33 muestras obtenidas se capturaron un total de 4,265 invertebrados de seis clases distintas. Hexapoda es la clase de mayor riqueza con 94 morfoespecies, seguida por Chelicerata, Gastropoda, Diplopoda, Chilopoda y Malacostraca. En conjunto se identificaron 121 morfoespecies de 19 órdenes distintos (Figs. 27 y 28). Diptera es el orden de mayor riqueza, seguido de Araneae e Hymenoptera; este último presenta la mayor abundancia con 3,369 individuos, de los cuales el 73.88 % corresponden a una sola especie de hormiga (Hym1). El listado taxonómico y número de individuos por sitio se incluye en el Anexo 4.

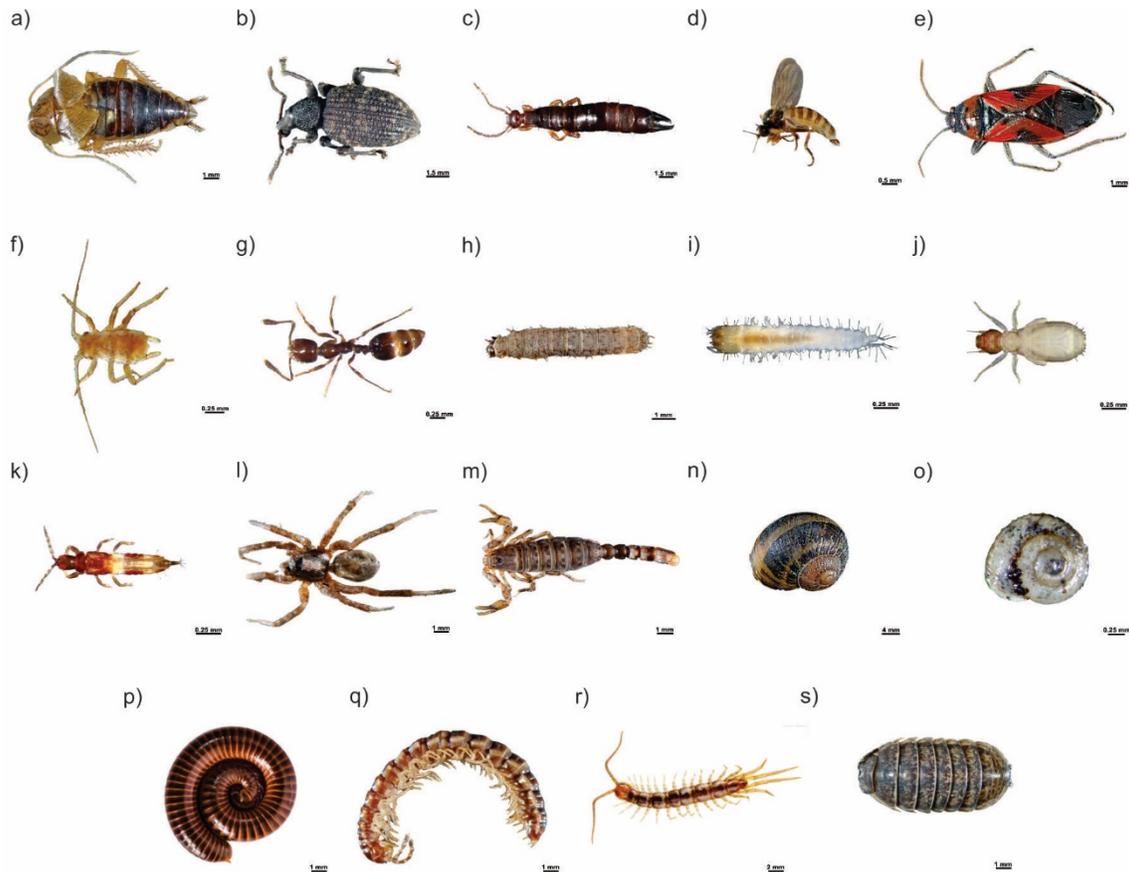


Figura 27. Diversidad de invertebrados edáficos en las azoteas verdes estudiadas: **Hexapoda**: a) Blattodea, b) Coleoptera, c) Dermaptera, d) Diptera, e) Hemiptera, f) Homoptera, g) Hymenoptera, h) Lepidoptera, i) Neuroptera, j) Psocoptera, k) Thysanoptera; **Chelicerata**: l) Araneae, m) Scorpionida; **Gastropoda**: n) Pulmonata, o) Stylommatophora; **Diplopoda**: p) Julida, q) Polydesmida; **Chilopoda**: r) Scolopendromorpha; **Malacostraca**: s) Isopoda.

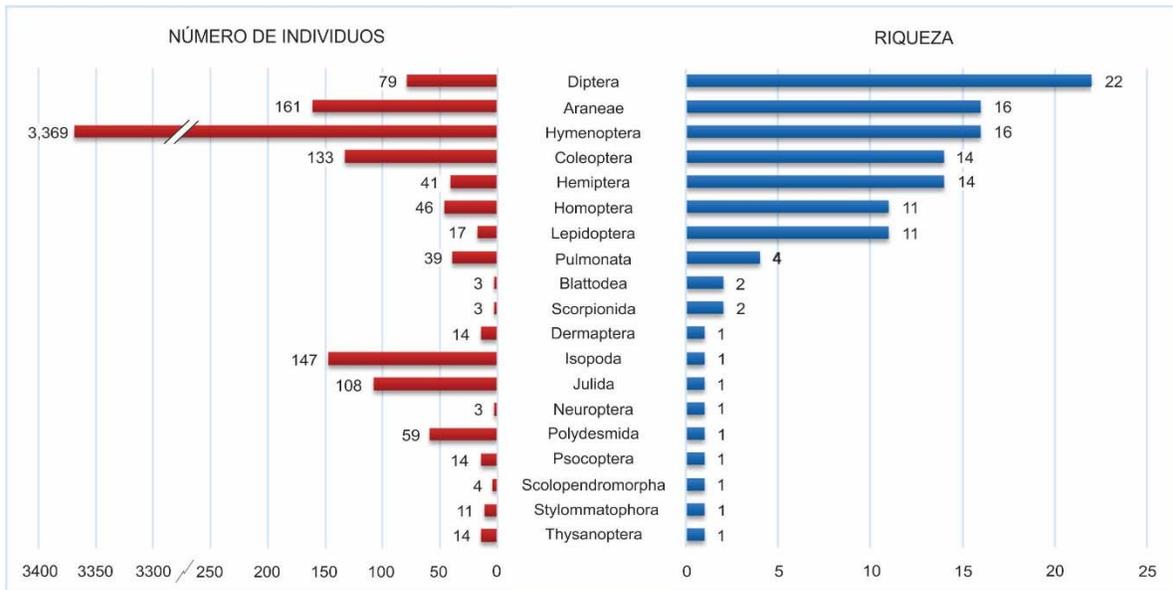


Figura 28. Número de individuos y riqueza de invertebrados edáficos por orden en las tres azoteas verdes.

Al analizar la efectividad del muestreo, se tiene que ninguna de las curvas de acumulación de especies alcanza la asíntota, ni tampoco se colocan dentro de la desviación estándar del estimador Chao 1, el cual ofrece un 95 % de confianza para la cantidad de especies presentes (Fig. 29).

En el JB se encontró la riqueza más alta ($S=83$), que representa al 54.61 % de la riqueza potencial de acuerdo con el modelo ACE, y al 58.86 % con el modelo Chao 1. En el ASF se alcanzó la mayor representatividad, ya que las 42 especies registradas corresponden al 70 % de la riqueza potencial, de acuerdo con ambos estimadores. Para el CIC se obtuvo el valor más bajo, toda vez que las 37 especies registradas representan a poco más de la mitad de la riqueza potencial, de acuerdo con ambos modelos (ACE= 51.14 %, Chao 1= 57.83 %).

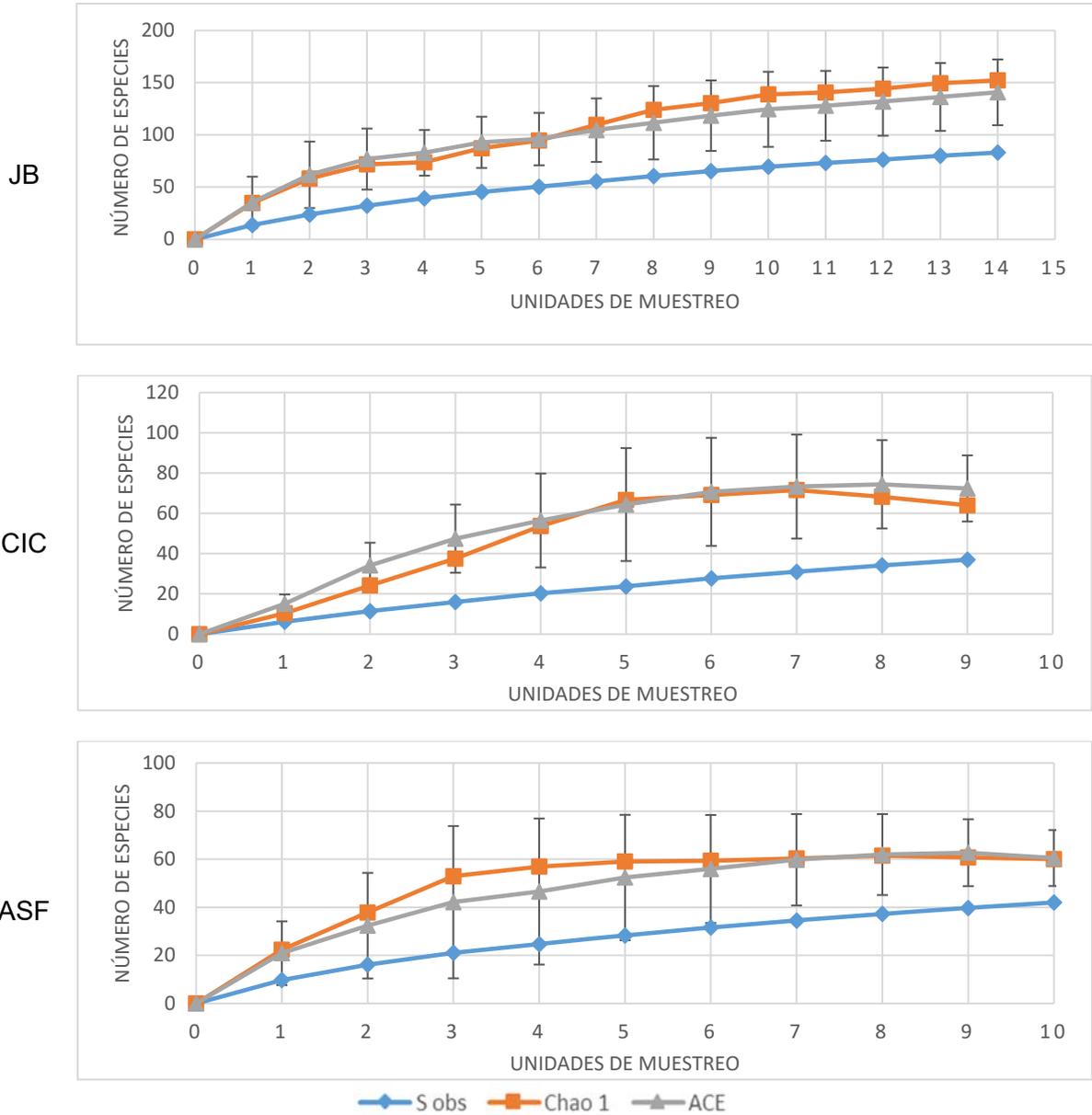


Figura 29. Curvas de acumulación de especies para invertebrados edáficos en cada azotea verde. S obs: Riqueza observada. Chao 1, ACE: Estimadores no paramétricos.

Descartando los muestreos preliminares, se tiene un total de 1,799 individuos pertenecientes a 18 órdenes y 107 morfoespecies (Tabla 12). En el JB se encontró la mayor riqueza y cantidad de individuos ($S = 66$, $N = 1,051$), sin embargo, la dominancia de dos especies de hormigas (Hym1 e Hym2), que en conjunto representan el 66.98 % de la abundancia total, derivó en una baja equitatividad ($J' = 0.488$) y, por tanto, en una baja

diversidad de especies ($H' = 2.044$, $D = 0.716$). El orden Hymenoptera fue encontrado en todas las trampas colocadas ($Fr = 100\%$) con una alta densidad ($Dn = 79.89 \pm 25.1$ ind./trampa), seguido por Coleoptera ($Fr = 88.89\%$, $Dn = 7.33 \pm 3.6$ ind./trampa) y Araneae ($Fr = 88.89\%$, $Dn = 3.78 \pm 1.1$ ind./trampa). Los órdenes Araneae, Coleoptera y Diptera en conjunto representaron el 50 % de la riqueza total para este sitio, lo que derivó en una baja diversidad taxonómica ($\Delta = 55.979$), en comparación con el resto de los sitios.

En el CIC, dos morfoespecies de los órdenes Hymenoptera y Pulmonata (Hym5 y Pul2) representaron el 50.59 % del total de individuos observados, lo que se reflejó en una equitatividad intermedia ($J' = 0.713$). No obstante, la baja diferencia entre el número de individuos del resto de las especies derivó en la obtención de los valores más altos de diversidad ($H' = 2.575$, $D = 0.836$). Los órdenes más frecuentes fueron Araneae y Hemiptera, ambos presentes en el 66.67 % de las trampas, aunque con una densidad de apenas 1.1 ± 0.4 y 1.33 ± 0.6 ind./trampa, respectivamente. Para el 50 % de los órdenes encontrados se registró una sola especie, en contraste con Hemiptera que registró nueve, alcanzando un índice de distintividad taxonómica intermedio ($\Delta = 62.538$), respecto al resto de los sitios.

En el ASF las morfoespecies Hym2 e Iso1 representaron al 51.9 % del total de individuos observados, mientras que la mayoría de las especies registraron menos de diez individuos cada una, produciendo una baja equitatividad ($J' = 0.604$) y valores intermedios para los índices de diversidad respecto al resto de los sitios ($H' = 2.258$, $D = 0.822$). La diversidad taxonómica es ligeramente mayor que en el resto de los sitios ($\Delta = 63.618$), gracias a que tiene un mayor número de órdenes. La frecuencia más alta se registró para Araneae con un 100 %, seguido por Coleoptera, Hymenoptera y Polydesmida con un 90 %. La densidad más alta se encontró en Hymenoptera con 19.6 ± 7.8 e Isopoda con 11.0 ± 7.1 .

Tabla 12. No. de individuos (N), riqueza (S), frecuencia relativa (Fr)* y densidad (Dn)* por sitio para invertebrados edáficos.

Orden	JB				CIC				ASF			
	N	S	Fr (%)	Dn	N	S	Fr (%)	Dn	N	S	Fr (%)	Dn
Araneae	34	10	88.89	3.78±1.1	10	4	66.67	1.11±0.4	92	9	100	9.20±3.1
Blattodea	0	0	0	0	1	1	11.11	0.11±0.1	0	0	0	0
Coleoptera	66	11	88.89	7.33±3.6	6	1	11.11	0.67±0.7	51	5	90	5.10±2.1
Dermaptera	0	0	0	0	0	0	0	0	14	1	50	1.40±0.5
Diptera	45	12	77.78	5.00±2.4	5	5	55.56	0.56±0.2	11	6	60	1.10±0.4
Hemiptera	10	5	33.33	1.11±0.8	12	9	66.67	1.33±0.6	11	2	20	1.10±0.7
Homoptera	26	8	66.67	2.89±1.0	9	4	55.56	1.00±0.4	6	4	30	0.60±0.3
Hymenoptera	719	9	100	79.89±25.1	77	5	55.56	8.56±5.2	196	3	90	19.60±7.8
Isopoda	36	1	55.56	4.00±2.7	0	0	0	0	110	1	50	11.00±7.1
Julida	84	1	77.78	9.33±5.2	11	1	55.56	1.22±0.5	4	1	10	0.40±0.4
Lepidoptera	10	5	66.67	1.11±0.4	1	1	11.11	0.11±0.1	5	5	30	0.50±0.3
Polydesmida	0	0	0	0	0	0	0	0	59	1	90	5.90±2.2
Psocoptera	11	1	33.33	1.22±0.9	1	1	11.11	0.11±0.1	0	0	0	0
Pulmonata	0	0	0	0	36	4	55.56	4.00±2.4	3	1	10	0.30±0.3
Scolopendromorpha	1	1	11.11	0.11±0.1	0	0	0	0	2	1	20	0.20±0.1
Scorpionida	1	1	11.11	0.11±0.1	0	0	0	0	0	0	0	0
Stylommatophora	0	0	0	0	0	0	0	0	11	1	50	1.10±0.7
Thysanoptera	8	1	55.56	0.89±0.4	1	1	11.11	0.11±0.1	3	1	10	0.30±0.3
Totales												
No. Individuos	1051				170				578			
Riqueza	66				37				42			
No. Trampas	9				9				10			
Índices												
Shannon (H')	2.044				2.575				2.258			
Pielou (J')	0.488				0.713				0.604			
Simpson (D)	0.716				0.836				0.822			
Clarke Warwick (Δ+)	55.979				62.538				63.618			

*Fr: frecuencia relativa (% trampas); Dn: # promedio de individuos por trampa ± error estándar.

Derivado del análisis comparativo entre los conjuntos de especies, se tiene que la mayor similitud se encontró en el subconjunto JB-ASF con 14 morfoespecies compartidas (IJ= 24.14 %). En el subconjunto CIC-ASF, donde ambos sitios reciben mantenimiento, existe una coincidencia de cuatro morfoespecies (IJ= 16.18 %). Finalmente, el subconjunto JB-CIC, que incluye a los sitios más próximos entre sí, registró la similitud más baja (IJ= 14.44 %) aun coincidiendo en seis morfoespecies (Fig. 30). Destaca que en el JB y CIC,

más de la mitad de la riqueza registrada es exclusiva de cada sitio, mientras que en el ASF es mayor la cantidad de especies compartidas.

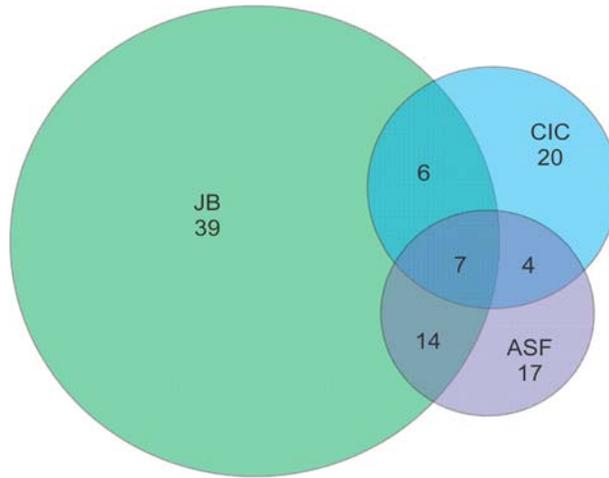


Figura 30. Número de especies exclusivas de cada sitio y compartidas entre sitios.

Respecto al cambio estacional, se registró un aumento en el número de individuos para todos los sitios en la temporada de secas, respecto a la de lluvias (Tabla 13), siendo más notable en el JB, donde alcanza un 62.09 %, difiriendo significativamente del CIC y el ASF ($\chi^2= 19.079$, g.l.= 2; $p= <0.001$). Para la riqueza se aprecia un aumento en el JB y CIC, así como una disminución en el ASF; sin embargo, esta diferencia no es significativa ($\chi^2= 2.451$, g.l.= 2; $p= 0.294$).

Tabla 13. Número de individuos, riqueza e índices de diversidad por temporada para invertebrados edáficos por sitio.

	JB		CIC		ASF	
	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas
No. Individuos	401	650	77	93	284	294
Riqueza	40	41	17	26	31	25
Índices						
Shannon (H')	1.382	1.053	0.980	1.880	1.456	1.836
Pielou (J')	0.629	0.424	0.504	0.757	0.632	0.766
Simpson (D)	0.614	0.435	0.421	0.788	0.661	0.788

Para el CIC y el ASF, la diversidad de especies aumentó en la temporada de secas, respecto a la de lluvias, mientras que en el JB se observó lo contrario. A partir del análisis comparativo de los índices de diversidad de Shannon (Fig. 31), se encontró que la diferencia entre temporadas resultó significativa en todos los sitios.

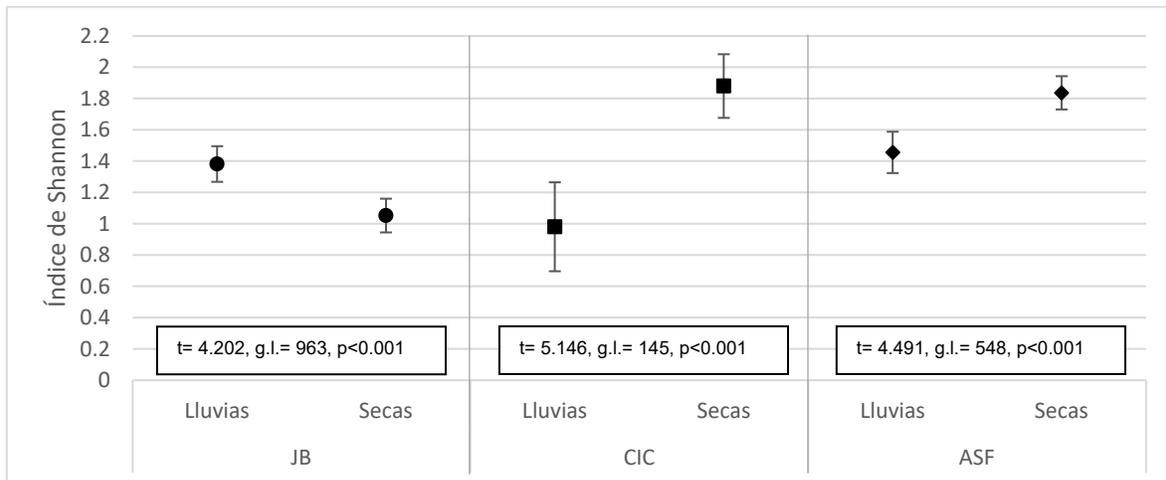


Figura 31. Comparativa de índices de diversidad de Shannon entre temporadas por sitio para invertebrados edáficos (prueba de *t* de Hucheson).

Si bien la riqueza no presenta variaciones importantes, los cambios en la composición entre temporadas son notables (Fig. 32). En todos los sitios, las comunidades cambiaron en más del 60 %, alcanzando incluso el 83.78 % en el caso del CIC. De las 40 especies encontradas durante el primer muestreo en el JB, se registró la ausencia de 25 durante el segundo muestreo, principalmente en los órdenes Diptera, Coleoptera y Homoptera. Al mismo tiempo, se sumaron 26 especies a la comunidad en el segundo muestreo, siendo la mayoría de los órdenes Araneae, Hemiptera e Hymenoptera. En el CIC, la ausencia de especies en el segundo muestreo ascendió a 10, la mayoría pertenecientes a los órdenes Diptera y Homoptera, al tiempo que incorporó 20 especies de 11 órdenes, de los cuales casi la mitad corresponden a Hemiptera y Pulmonata. Para el ASF no se registraron 17 de las especies presentes en el primer muestreo, la mayoría de Araneae y

Lepidoptera, mientras que se adicionaron diez, la mayoría de los órdenes Hemiptera y Homoptera.

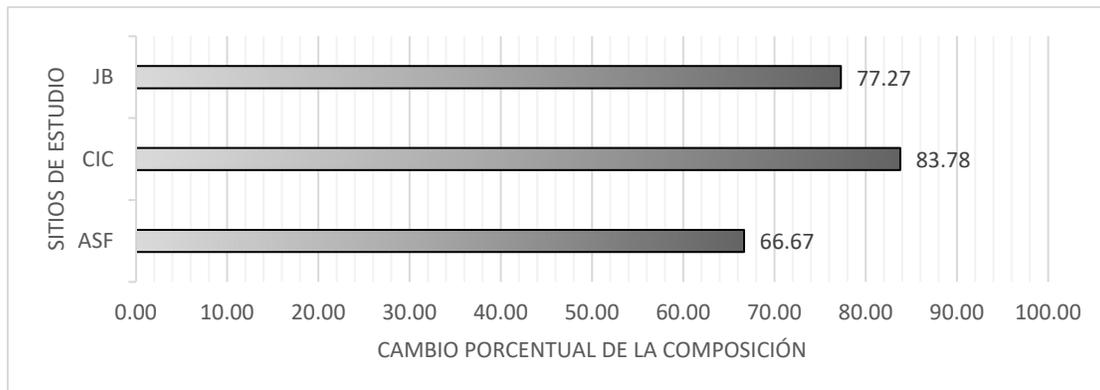


Figura 32. Cambio porcentual de la composición de invertebrados edáficos entre temporadas por sitio.

En el JB, la distribución de las especies vegetales es heterogénea, por lo que los puntos de muestreo para invertebrados edáficos estaban rodeados, en su mayoría, por una alta diversidad de plantas. Por lo anterior, la mayor parte de las morfoespecies e individuos se concentra en la categoría de “Alta diversidad vegetal”. Por el contrario, en el CIC y ASF, donde la distribución vegetal es más homogénea, la abundancia y riqueza es mayor en la categoría de “Baja diversidad vegetal”. Derivado de estas diferencias, al evaluar la influencia de la diversidad vegetal en la riqueza y abundancia de invertebrados edáficos se encontró que difiere significativamente entre sitios (Fig. 33).

Respecto a la influencia de la diversidad vegetal en la comunidad de invertebrados edáficos, no se encontró una correlación de ésta con la abundancia ($r=0.209$, g.l.=4, $p=0.691$), ni con la riqueza ($r=0.252$, g.l.=4, $p=0.6299$).

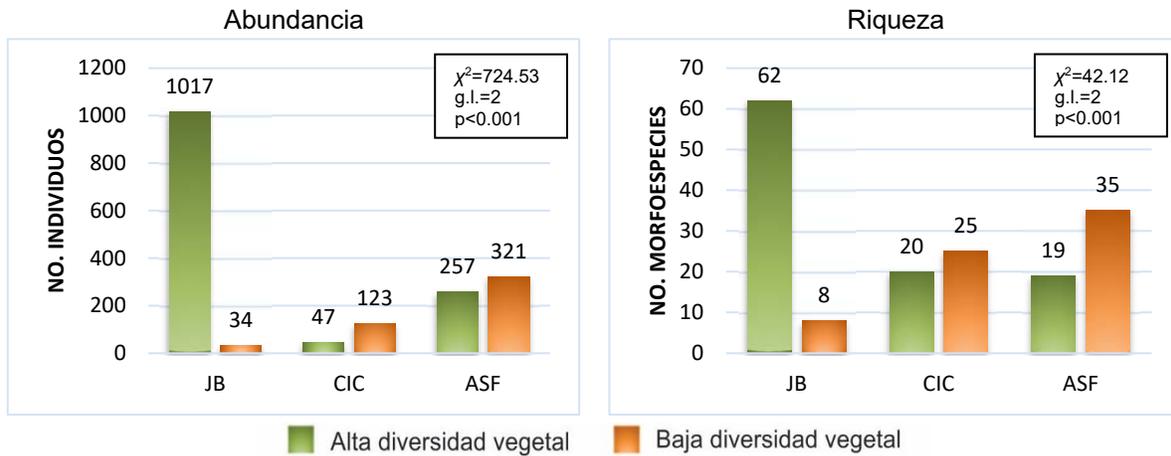


Figura 33. Relación de la abundancia y riqueza de invertebrados edáficos con la diversidad vegetal.

La influencia que ejerce la densidad vegetal sobre los invertebrados edáficos también difiere significativamente entre sitios (Fig. 34), por la misma razón antes expuesta. Sin embargo, para este parámetro, los valores más altos de riqueza y abundancia fueron registrados en los puntos de muestreo corresponden a la categoría de “Alta densidad vegetal” para todos los sitios. Esta concordancia indica que, a una mayor densidad vegetal hay una mayor abundancia de invertebrados edáficos ($r=0.8397$, g.l.=4, $p=0.0365$), así como una mayor riqueza ($r=0.8509$, g.l.=4, $p=0.0317$).

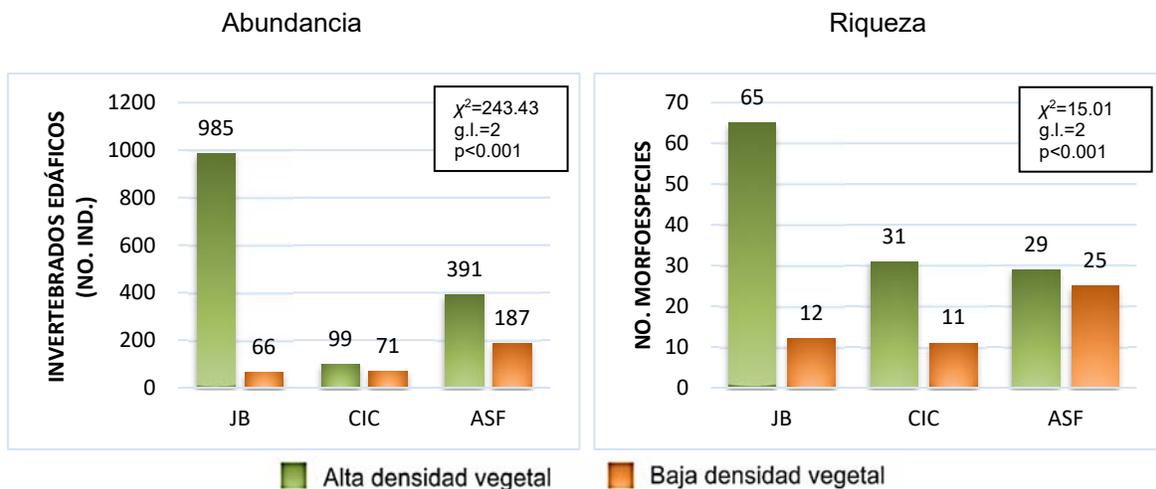


Figura 34. Relación de la abundancia y riqueza de invertebrados edáficos con la densidad vegetal.

En el análisis entre sitios, la abundancia registrada en el JB es muy superior a lo esperado para los dos parámetros evaluados (densidad y diversidad vegetales) (Fig. 35 A). Mientras que en los sitios restantes se esperaba una mayor abundancia de invertebrados edáficos, tanto en función de la densidad vegetal, como de la diversidad vegetal.

La riqueza de invertebrados en función de la densidad vegetal se mantuvo dentro de lo esperado en los tres sitios estudiados (Fig. 35 B). Sin embargo, en el análisis en función de la diversidad vegetal, únicamente en el CIC se encontró la riqueza esperada, ya que en el JB se registró un número de especies superior a lo esperado, contrario al ASF, donde la riqueza fue menor.

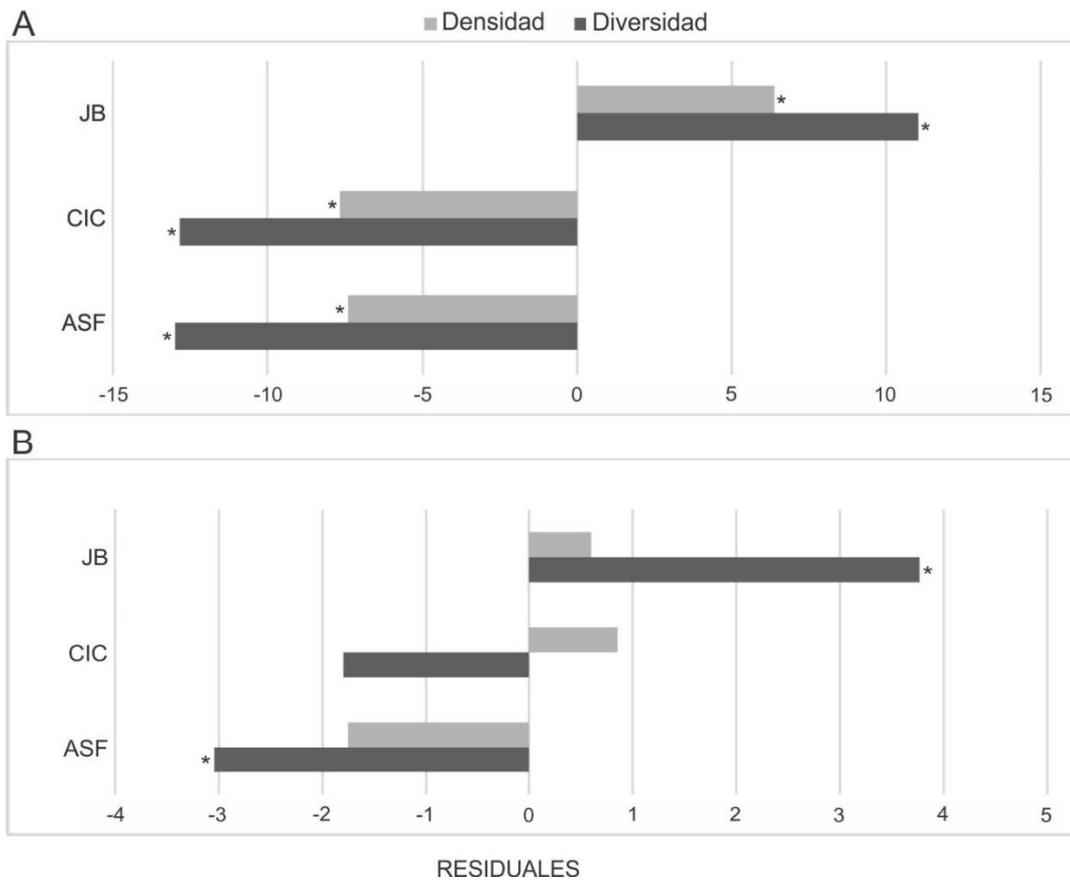


Figura 35. Análisis de residuales que indican si la Abundancia (A) o la Riqueza (B) de invertebrados edáficos es mayor (residuales positivos) o menor (residuales negativos) a lo esperado, con base en el registro de una alta diversidad o densidad vegetales. * valores significativos.

V.5. Mesofauna edáfica

Dentro de las 30 muestras obtenidas, se encontraron un total de 16,236 individuos, correspondientes a diez grupos distintos. En la Figura 36 se aprecian algunos representantes de cada uno de estos grupos.

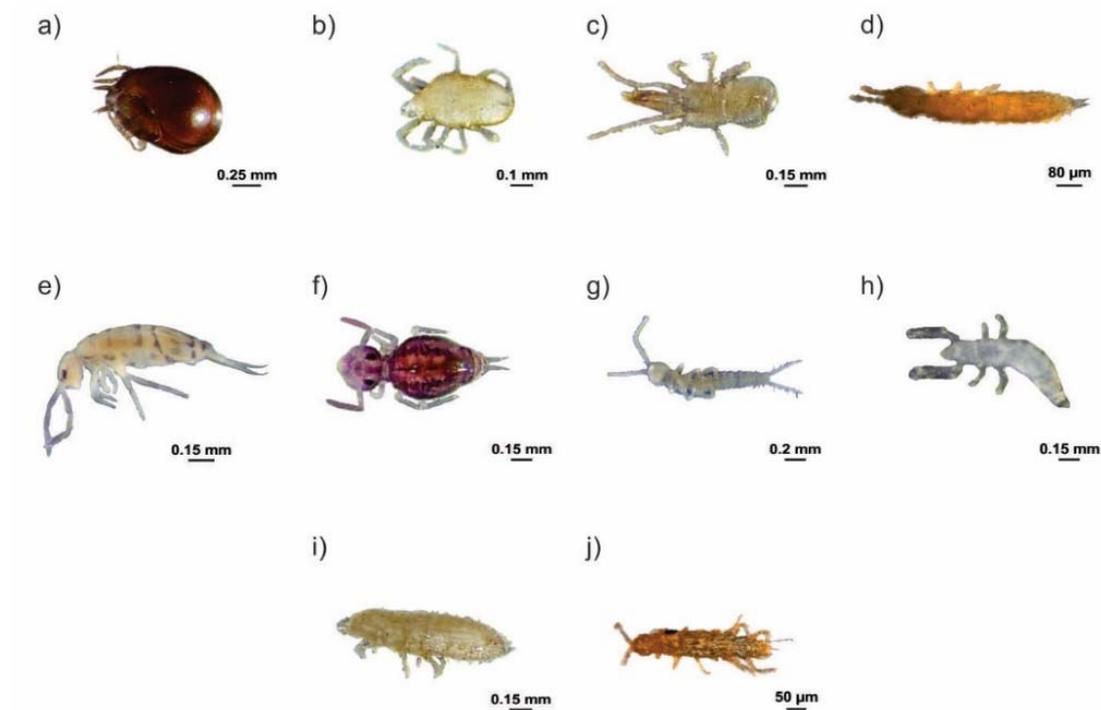


Figura 36. Diversidad de mesofauna edáfica en las azoteas verdes estudiadas: **Acari**: a) Oribatida, b) Prostigmata, c) Mesostigmata; **Collembola**: d) Poduomorpha, e) Entomobryomorpha, f) Symphypleona; **Hexapoda**: g) Diplura, h) Protura, i) Margarodidae; **Myriapoda**: j) Pauropoda.

Los ácaros fueron los más abundantes, con un total de 13,230 individuos (81.49 %), seguido de los Homoptera de la familia Margarodidae con 1,733 (10.67 %) y de Collembola con 1,257 (7.74 %) (Tabla 14).

Tabla 14. Número de individuos para la mesofauna edáfica por grupo. Los taxones en negritas indican el nivel al que fueron identificados.

Subfilo	Clase	Subclase	Orden	Suborden	No. Ind.
Chelicerata	Arachnida	Acari	Sarcoptiformes	Oribatida	5,676
			Trombidiformes	Prostigmata	7,099
			Mesostigmata		455
Hexapoda	Collembola		Poduromorpha		1,072
			Entomobryomorpha		98
			Symphyleona		87
	Diplura		Diplura		1
	Protura		Protura		12
	Insecta	Pterygota	Homoptera	Margarodidae (fam.)	1,733
Myriapoda	Pauropoda				3
TOTAL					16,236

Al analizar el número de individuos registrado en cada sitio (Tabla 15), se encontró que los ácaros son el grupo de mayor abundancia y prevalencia. En particular, Oribatida y Prostigmata fueron encontrados en todas las muestras analizadas (Fr= 100 %), mientras que Mesostigmata se observó en al menos el 90 % de las muestras de cada sitio. El grupo más abundante en los sitios JB y CIC corresponde a Prostigmata, mientras que en el ASF es el segundo grupo más abundante, sólo superado por Oribatida. En todos los casos la variación de la densidad de ácaros por muestra es muy alta.

Para los colémbolos, Poduromorpha registró la abundancia más alta, representando a más del 90 % de los colémbolos en los sitios JB y ASF. En el CIC la representatividad de este grupo es menor debido a que Entomobryomorpha y Symphyleona registraron una mayor abundancia, alcanzando en conjunto el 45 % del total de colémbolos encontrados en este sitio.

Diplura, Protura y Pauropoda fueron observados únicamente en el CIC, con una abundancia muy baja, de entre 1 y 12 individuos, además de una frecuencia relativa igualmente baja (Fr= 10 %).

La presencia de la familia Margarodidae fue constatada en todos los sitios, siendo más abundante (N= 1,275) y frecuente (Fr= 80 %) en el JB, seguido del CIC (N= 439; Fr= 60 %) y del ASF (N= 19; Fr= 30 %).

Debido a la amplia variación que existe entre la abundancia de los distintos grupos, los índices de diversidad y equitatividad en todos los sitios fueron bajos. Particularmente en el ASF, la diversidad fue menor ya que Oribatida y Prostigmata, en conjunto, abarcan al 94.06 % de los individuos encontrados.

Tabla 15. No. de individuos (N), frecuencia relativa (Fr)* y densidad (Dn)* por sitio para mesofauna edáfica.

Grupo	JB			CIC			ASF		
	N	Fr (%)	Dn	N	Fr (%)	Dn	N	Fr (%)	Dn
Oribatida	961	100	96.1 ± 27.8	1,441	100	144.1 ± 60.3	3,274	100	327.4 ± 151.3
Prostigmata	2,321	100	232.1 ± 155.9	3,304	100	330.4 ± 123.4	1,474	100	147.4 ± 65.8
Mesostigmata	151	90	15.1 ± 3.5	208	100	20.8 ± 8.9	96	90	9.6 ± 3.9
Poduomorpha	697	70	69.7 ± 29.2	203	80	20.3 ± 9.3	172	70	17.2 ± 9.4
Entomobryomorpha	5	30	0.5 ± 0.3	87	70	8.7 ± 2.7	6	30	0.6 ± 0.3
Symphyleona	1	10	0.1 ± 0.1	79	50	7.9 ± 5.2	7	10	0.7 ± 0.7
Diplura	0	0	0	1	10	0.1 ± 0.1	0	0	0 ± 0.0
Protura	0	0	0	12	10	1.2 ± 1.2	0	0	0 ± 0.0
Margarodidae	1,275	80	127.5 ± 46.4	439	60	43.9 ± 38.5	19	30	1.9 ± 1.2
Pauropoda	0	0	0	3	10	0.3 ± 0.3	0	0	0 ± 0.0
Totales									
No. individuos	5,411			5,777			5,048		
Riqueza	7			10			7		
Índices									
Shannon (H')	1.383			1.239			0.869		
Pielou (J')	0.711			0.538			0.447		
Simpson (D)	0.712			0.602			0.493		

*FR: frecuencia relativa (% trampas); DN: # promedio de individuos por muestra ± error estándar.

Al comparar el número de individuos de las comunidades entre sitios, se encontró que el subconjunto JB-CIC guarda la mayor similitud ($C_{MH}= 91.21 \%$), seguido por los subconjuntos CIC-ASF ($C_{MH}= 73.11 \%$) y JB-ASF ($C_{MH}= 61.88 \%$).

A través del análisis comparativo de los índices de diversidad de Shannon (Fig. 37), se encontró una diferencia significativa entre temporadas en todos los sitios, siendo más notoria en el JB y CIC. En todos los casos la diversidad es menor en la temporada de secas respecto a la de lluvias.

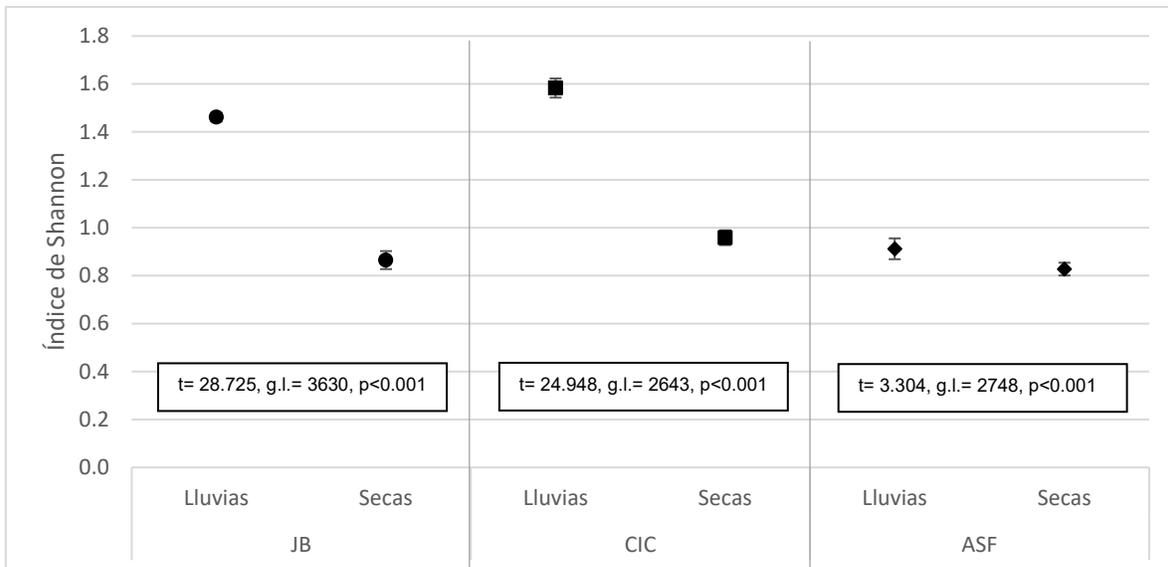


Figura 37. Comparativa de índices de diversidad de Shannon entre temporadas por sitio para la mesofauna edáfica (prueba de t de Hucheson).

El cambio entre temporadas de la abundancia entre sitios fue significativo ($\chi^2= 910.79$, g.l.= 2, $p<0.001$). En el JB la diferencia fue más notoria al disminuir en un 11.92 % durante la temporada de secas respecto a lo encontrado en lluvias. En los sitios CIC y ASF el aumento en la abundancia fue del 415.34 % y 224.42 %, respectivamente (Fig. 38).

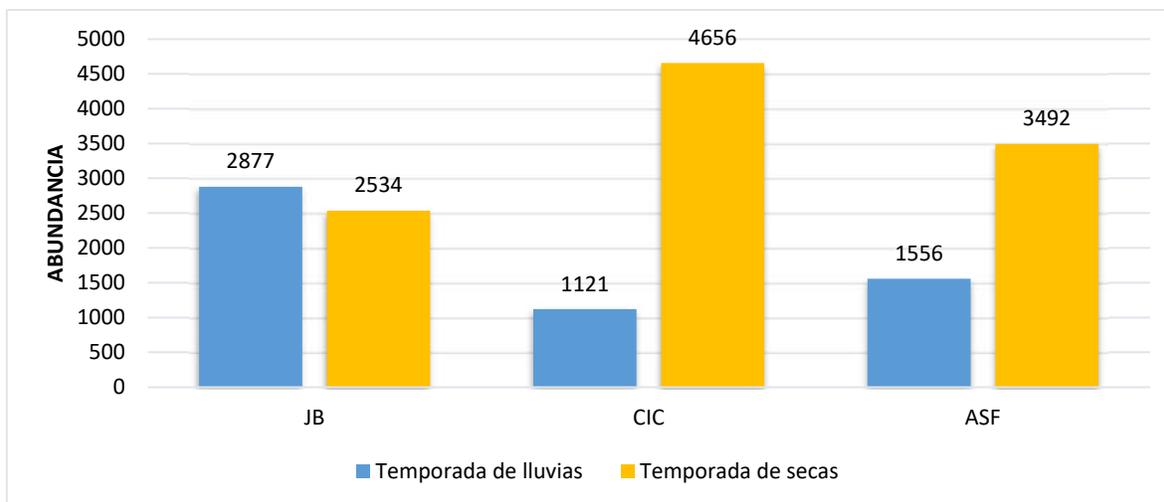


Figura 38. Cambio entre temporadas de la abundancia de mesofauna edáfica por sitio.

Los cambios entre temporadas para cada grupo son distintos entre sitios (Tabla 16). En los ácaros, Oribatida disminuyó su número de individuos en un 52.15 % en el JB, mientras que en el CIC y ASF aumentó en un 339.7 % y 129.38 % respectivamente. Por su parte, la abundancia de Prostigmata incrementó en todos los sitios, alcanzando un aumento del 1,358.49 % en el CIC. Mesostigmata registró el menor cambio, disminuyendo en el JB y ASF y aumentando en el CIC.

Para los colémbolos, la abundancia de Poduromorpha disminuyó en un 98.99 % en el JB y un 13.76 % en el CIC, mientras que en el ASF aumentó en un 516.67 %. Para Entomobryomorpha se registraron pequeños aumentos, de uno o dos individuos, en el JB y ASF, mientras que en el CIC redujo su abundancia a la mitad. Symphypleona no fue registrado en el JB durante la temporada de secas, mientras que en ASF fue registrado únicamente en esta temporada. En el CIC su abundancia aumentó en un 1,775.00 %.

Los órdenes Diplura, Protura y Pauropoda fueron encontrados únicamente en el CIC durante la temporada de secas. Finalmente, para Margarodidae se registró una disminución importante en todos los sitios, variando del 66.91 % al 94.44 %.

Tabla 16. Cambio estacional de la abundancia de mesofauna edáfica por sitio. La disminución se indica en rojo y el aumento en verde.

Grupo	JB			CIC			ASF		
	Lluvias	Secas	Cambio (%)	Lluvias	Secas	Cambio (%)	Lluvias	Secas	Cambio (%)
Oribatida	650	311	-52.15	267	1,174	339.70	994	2,280	129.38
Prostigmata	486	1,835	277.57	212	3,092	1358.49	445	1,029	131.24
Mesostigmata	90	61	-32.22	61	147	140.98	73	23	-68.49
Poduromorpha	690	7	-98.99	109	94	-13.76	24	148	516.67
Entomobryomorpha	2	3	50.00	58	29	-50.00	2	4	100.00
Symphyleona	1	0	-100.00	4	75	1775.00	0	7	100.00
Diplura	0	0	0.00	0	1	100.00	0	0	0.00
Protura	0	0	0.00	0	12	100.00	0	0	0.00
Margarodidae	958	317	-66.91	410	29	-92.93	18	1	-94.44
Paupoda	0	0	0.00	0	3	100.00	0	0	0.00
TOTAL	2,877	2,534	-11.92	1,121	4,656	315.34	1,556	3,492	124.42

La diversidad vegetal influye de manera distinta en la abundancia de mesofauna edáfica entre sitios, mientras que la riqueza no mostró diferencias (Fig. 39). Como se explicó en el inciso anterior, en el JB, la distribución heterogénea de la vegetación propició que la mayor parte de los grupos e individuos se concentrara en la categoría de “Alta diversidad vegetal”. En contraste, en el CIC y ASF, la mayor parte de los individuos encontrados se concentraron en la categoría de “Baja diversidad vegetal”. No se encontró una correlación entre la diversidad vegetal y la abundancia ($r = -0.1369$, g.l. = 4, $p = 0.796$) ni la riqueza de mesofauna edáfica ($p = -0.3111$, g.l. = 4, $p = 0.548$).

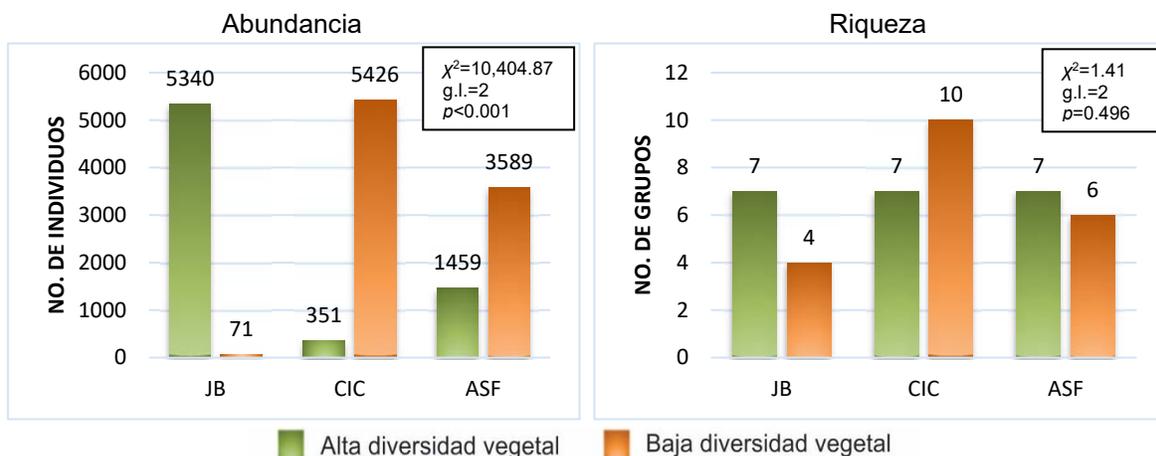


Figura 39. Relación de la abundancia y riqueza de mesofauna edáfica con la diversidad vegetal.

De manera similar, la diferencia en la abundancia de mesofauna edáfica entre sitios, por la densidad vegetal, fue significativa, contrario a la riqueza que no mostró diferencias (Fig. 40). Para ambos parámetros, los valores más altos fueron registrados en la categoría de “Alta densidad vegetal” en todos los sitios. A través de un análisis de correlación se constató que la abundancia ($r= 0.9421$, g.l.= 4, $p= 0.005$) y riqueza de mesofauna edáfica ($\rho= -0.9045$, g.l.= 4, $p= 0.013$) es mayor al existir una alta densidad vegetal.

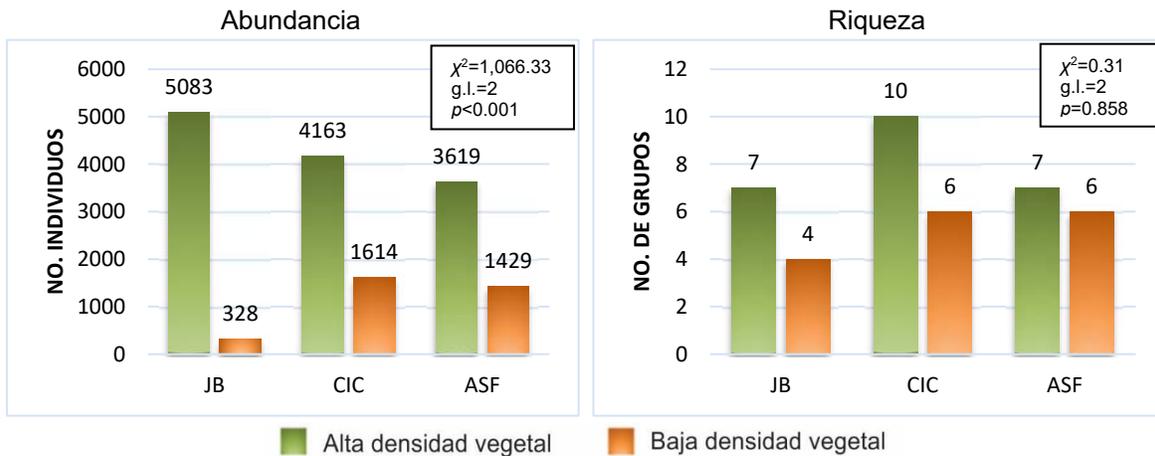


Figura 40. Relación de la abundancia y riqueza de mesofauna edáfica con la densidad vegetal.

VI. DISCUSIÓN

VI.1. Flora

La riqueza de especies presentes en los sitios estudiados es alta, en comparación con otras investigaciones similares realizadas en Europa (Tabla 17). Por ejemplo, en los trabajos de Landolt (2001) y Catalano *et al.* (2016), aun cuando el número de azoteas verdes contempladas fue mayor, la riqueza es menor a la encontrada en el presente estudio. De igual modo, en el trabajo de Madre *et al.* (2014), se reporta una riqueza mayor, aunque el número de sitios estudiados fue mucho más elevado (115 azoteas verdes). La presencia de una riqueza menor en estos estudios puede deberse al clima templado propio de las ciudades europeas, contrario al clima cálido predominante en México, así como a la alta diversidad florística con que cuenta nuestro país.

Tabla 17. Comparativa de la riqueza vegetal encontrada en estudios realizados en otras azoteas verdes respecto de la presente investigación. Datos ordenados con base en la riqueza total.

Fuente	Ubicación	No. de azoteas verdes	Primarias	Secundarias	Total
Madre <i>et al.</i>, 2014	Francia	115	250	176	426
Presente estudio	Ciudad de México	3	91	145	236
Landolt, 2001	Zúrich, Suiza	6	0	175	175
Catalano <i>et al.</i>, 2016	Hanover, Alemania	15	5	75	80
Dunnett <i>et al.</i>, 2008	Sheffield, Reino Unido	1	15	35	50

Es destacable que, al menos 65 de las especies encontradas en el presente estudio, están reportadas como nativas o naturalizadas dentro de las áreas de conservación de la Ciudad de México (Rivera y Espinosa, 2007; 2011).

Dentro de la composición determinada en los sitios estudiados, se encontraron tres especies (*Sedum moranense*, *S. reflexum* y *S. rubrotinctum*) y seis géneros (*Dalea*, *Manfreda*, *Muhlenbergia*, *Opuntia*, *Portulaca* y *Salvia*), que coinciden con los listados de

vegetación efectiva para azoteas verdes por localidad, compilados por Dvorak y Volder (2010). En este punto, es posible sumarse al esfuerzo de estos autores y proponer el uso de las especies primarias registradas en este estudio (Anexo 2), como especies efectivas en azoteas verdes de la Ciudad de México, gracias a su alta supervivencia entre temporadas y a su capacidad de desarrollarse en entornos áridos y sustratos someros. En particular, se recomiendan aquellas pertenecientes a las familias Asparagaceae, Cactaceae y Crassulaceae debido a su capacidad de desarrollarse bajo condiciones extremas de calor y aridez (Rayner *et al.*, 2016). Su permanencia ha sido constatada en el JB, donde *Agave salmiana*, *A. difformis*, *A. horrida*, *Echeveria gibbiflora*, *Sedum agavoides*, *S. dendroideum*, *S. rubrotinctum*, *Opuntia ficus-indica* y *O. streptacantha* han perdurado desde la plantación inicial, hace más de 20 años (Fig. 41). El uso de las especies secundarias (Anexo 3), queda sujeto a la determinación de su origen y de sus requerimientos específicos de supervivencia.



Figura 41. Se constató la permanencia de especies primarias de géneros *Agave*, *Echeveria*, *Sedum* y *Opuntia* en una sección del JB, desde la plantación inicial (izquierda), hasta la actualidad (derecha).

La riqueza por sitio obedece a diversos factores. Para las especies primarias, su presencia en las azoteas verdes es deliberada, por lo que su composición depende, tanto del uso que se le dé al sitio, como al espacio que se tenga disponible. Así, entre más amplia sea la azotea, mayor será la riqueza florística que pueden colocarse. Para las secundarias,

es probable que las áreas verdes en su entorno y la capacidad de dispersión de las poblaciones vegetales que se encuentren en ellas generen una influencia en la composición vegetal, mientras que la altura de los edificios donde se localizan las azoteas verdes puede representar una barrera para la llegada de estas plantas. La influencia de otros factores como las condiciones del sustrato, la accesibilidad y la presencia de dispersores, no fue evaluada en el presente estudio.

Con base en la comparativa de la riqueza y la diversidad taxonómica, se tiene que esta última explica de mejor manera la diversidad vegetal en los sitios estudiados. Ejemplo de esto es el ASF, donde se registró al mismo tiempo la riqueza de especies más alta y la diversidad taxonómica más baja.

El análisis por categoría de la diversidad taxonómica muestra que para las especies primarias de los sitios JB y ASF, el índice es muy similar, ya que ocupan principalmente cactáceas, crasuláceas y asparagáceas en su composición. En contraste, el índice obtenido en el CIC es más alto, gracias a que se incorporan una mayor variedad de plantas, entre las que se encuentran pastos y arbustos. Para las secundarias, la diversidad depende de varios factores. En el JB, por ejemplo, es posible que la ausencia de actividades de deshierbe permita la llegada de una gran cantidad de plantas silvestres, al tiempo que acrecienta su competencia por el espacio. Por el contrario, en el CIC y ASF las labores de deshierbe previenen su establecimiento, pero favorecen la aparición de especies de recambio, gracias a la ausencia de competidores.

La selección adecuada de las plantas a colocar en una azotea verde es fundamental para alcanzar un establecimiento exitoso de la vegetación. Esto depende en mayor medida de su capacidad de adaptación a las condiciones locales (Oberndorfer *et al.*, 2007; Dvorak y Volder, 2010). Bajo este escenario, el uso de plantas suculentas resulta prioritario, ya que

su capacidad de supervivencia en azoteas verdes está directamente relacionada con la cantidad de agua que albergan en sus tejidos (Rayner *et al.*, 2016; Razzaghmanesh *et al.*, 2014). Al respecto, los resultados obtenidos en la presente investigación coinciden con dicha tendencia ya que, dentro de los sitios estudiados, 70 especies primarias (76.92 % de la riqueza) son suculentas, pertenecientes a las familias Asparagaceae, Cactaceae y Crassulaceae. Para las secundarias se registraron dos suculentas: *Kalanchoe delagoensis*, conocida por ser una maleza agresiva con alto potencial invasor (Conabio, 2015), y *Cylindropuntia tunicata*. Es destacable que el género *Agave* registró una riqueza muy superior a la del género *Sedum*, que actualmente es el más utilizado y recomendado en estos sistemas, por lo que es posible recomendar ampliamente su uso en las azoteas verdes de la Ciudad de México.

Si bien las restricciones ambientales y de espacio de las azoteas verdes limitan la cantidad de especies que pueden establecerse exitosamente en ellas, se encontró que la similitud de la composición entre sitios no superó el 30 % en ningún caso. Para las especies primarias, indica que la riqueza encontrada en los sitios estudiados es lo suficientemente amplia como para definir composiciones muy distintas para cada uno de ellos. En el CIC se observó la similitud más baja respecto a los otros sitios, debido a que cuenta con una diversidad mayor que incluye herbáceas, arbustos, e incluso pastos. Por el contrario, entre los sitios JB y ASF se registró la similitud más alta, ya que la composición de ambos sitios se basa principalmente en agaváceas, cactáceas y crasuláceas. Los tres sitios comparten un total de doce especies, de las cuales diez son suculentas y dos pertenecen a la familia Asteraceae y son nativas de la región: *Dahlia sorensenii* y *Pittocaulon praecox* (Carrasco-Ortiz *et al.*, 2019; Rivera y Espinosa, 2007).

En el caso de las especies secundarias, las áreas verdes del entorno no parecen ser un factor determinante en su composición, ya que la similitud entre el JB y el CIC es de

apenas el 15 %, a pesar de compartir un entorno natural similar. En contraste, los sitios ASF y CIC comparten más especies, a pesar de que su entorno es muy distinto. Coincide que ambos sitios reciben un mantenimiento rutinario, lo que podría favorecer la dispersión de propágulos a través de las plantas nuevas, del fertilizante o incluso de los propios trabajadores y visitantes. Hwang y Yue (2015), señalan que el viento y la fauna son factores importantes en la dispersión de semillas y propágulos en las azoteas verdes; sin embargo, esto no fue analizado en el presente estudio ya que excede los objetivos definidos.

La variación entre temporadas registrada en las especies primarias, fue menor al 4 % en todos los sitios. Este resultado era esperado debido a que su supervivencia es prioritaria, por lo que su selección es premeditada y su permanencia es indispensable, particularmente en los sitios CIC y ASF, donde cumplen funciones estéticas y didácticas. En particular, en el ASF la ausencia de *Zea mays* en la temporada de secas responde a que su siembra con fines didácticos se hace únicamente en temporada de lluvias. En el JB, es probable que el bulbo de *Manfreda scabra* permanezca en el sitio y desarrolle una estructura aérea únicamente durante la temporada de lluvias.

En términos cuantitativos, destaca que en el sitio JB la permanencia de especies primarias sea similar al del resto de los sitios, considerando que no se le aplicaron riegos suplementarios en la temporada de secas. Cualitativamente, las plantas siempre se mostraron vigorosas y sin signos aparentes de daño por plagas.

La permanencia entre temporadas de las especies secundarias en el CIC y ASF fue cercana al 50 % a pesar de las labores constantes de deshierbe. Esto indica que los trabajos de mantenimiento, en particular el riego suplementario, promueven el desarrollo constante de éstas en ambos sitios. En el JB, su permanencia está sujeta a su fisiología particular, de modo que, a falta de riego, la permanencia disminuye notablemente, alcanzando apenas un 9.52 %. Estos resultados concuerdan con diversos estudios respecto a que las especies

con metabolismos C3 y C4, como son la mayoría de las secundarias identificadas, requieren cuando menos de un riego semanal para subsistir en una azotea verde, contrario a las suculentas de metabolismo CAM, que pueden sobrevivir hasta cuatro meses sin riego (Rayner *et al.*, 2016; Durhman *et al.*, 2006).

El CIC presentó el porcentaje más alto de permanencia para especies primarias (97.50 %) y secundarias (57.45 %), debido probablemente a que los ensamblajes vegetales con una mayor diversidad taxonómica presentan un mejor desempeño y hacen un uso más eficiente de los recursos disponibles (Cadotte, 2013; Burns y Strauss, 2011). De igual modo, la cantidad de especies de recambio registradas en el CIC durante el segundo censo realizado en temporada de secas fue menor que en ASF aun cuando en este sitio las labores de deshierbe son más intensas. Esto puede deberse a que las comunidades taxonómicamente más diversas resisten mejor la llegada de especies invasoras, lo que mejora el desempeño de las azoteas verdes (Levine, 2000; Cook-Patton y Bauerle 2012; Cook-Patton, 2015). También podría deberse a que la ocupación eficiente de los nichos no da cabida al desarrollo de especies nuevas al cambiar la temporada (Funk *et al.*, 2008).

Derivado de los resultados obtenidos para flora, se tiene que la diversidad de plantas vasculares que pueden ser utilizadas dentro de las azoteas verdes de la Ciudad de México es muy amplia. La inclusión de estas nuevas áreas verdes es disruptiva en el entorno natural empobrecido de la matriz urbana (McKinney, 2006). Destaca que las especies primarias fueron capaces de desarrollarse en un sustrato de profundidad menor a la recomendada en los lineamientos convencionales (FLL, 2002). Esto abre la posibilidad de construir una azotea verde semi intensiva o intensiva con un peso saturado similar al de una extensiva, sin demeritar la diversidad vegetal colocada.

La dinámica de cambio a que está sujeta una azotea verde (Köhler, 2006), indica que el desarrollo de especies secundarias es inevitable. Este aumento en la riqueza puede

ser recibido favorablemente, ya que no implica una competencia con las primarias. De ser preferible una disminución en su establecimiento, es recomendable plantear desde un inicio una composición vegetal de alta diversidad taxonómica, que promueva la ocupación de nichos, maximizando así la productividad del sitio y minimizando el mantenimiento requerido.

VI.2. Vertebrados

En concordancia con Mayrand y Clergeau (2018), durante este estudio se encontró que la mayoría de los vertebrados que acuden a las azoteas verdes son aves. A partir de las curvas de acumulación de especies se tiene que los sitios CIC y ASF alcanzaron la asíntota en los últimos muestreos, durante la temporada de secas, de modo que la probabilidad de registrar especies nuevas es baja.

En el arbolado circundante fueron observadas aves distintas a las registradas, sin que hicieran uso alguno de las azoteas verdes. Esto indica que probablemente los recursos o hábitats existentes en estos sitios son insuficientes para que otras especies desarrollen en ellos alguna etapa de su ciclo de vida. Una situación similar se observó en el JB; sin embargo, en este sitio no se alcanzó la asíntota, debido probablemente a la alta diversidad en su entorno (Lot y Cano-Santana, 2009).

El entorno del JB está compuesto mayormente por un matorral xerófilo en buen estado de conservación (Tabla 2), por lo que la calidad del entorno es muy superior al existente dentro de la azotea verde. La baja riqueza ($S= 14$) e índices de diversidad ($H'= 0.641$, $D= 0.243$) registradas en este sitio, derivan probablemente de que la azotea verde no les ofrece a los vertebrados los mismos recursos que su entorno, toda vez que la gran mayoría la utilizaron únicamente como sitio de paso o percha. Menos del 10 % de los individuos en este sitio fue observado alimentándose o asoleándose. La gran cantidad de

áreas verdes en el entorno de este sitio y su buen estado de conservación, favorecieron la presencia de una mayor cantidad de mamíferos y reptiles y, por tanto, el registro de una alta diversidad taxonómica.

Es de particular interés la presencia de *Haemorhous mexicanus* (gorrión mexicano), que representó al 86.82 % del total de vertebrados en el JB, siendo que es un ave bien adaptada y extendida en el entorno urbano (Del Olmo, 2013). Su alimentación consta principalmente de semillas, brotes y bayas, así como de algunos insectos (NAS, 2019a). Sin embargo, habiendo recursos en la azotea verde, no se observó ningún individuo de esta especie alimentándose.

La presencia de *Bassariscus astutus* (cacomixtle) y de *Didelphis virginiana* (tlacuache) fue confirmada mediante la identificación de excretas y fototrampeo. Es probable que acudan a la azotea verde para alimentarse, ya que *B. astutus* fue registrado en diversas ocasiones sobre ejemplares de *Opuntia* con frutos maduros. Su presencia es importante, considerando que no existen árboles en contacto directo con la azotea verde, sino que es a través del arbolado en contacto con el edificio contiguo que logran subir a la azotea, y posteriormente se desplazan hacia la azotea verde. Esto indica que la función de las azoteas verdes como conectores entre parches de vegetación es efectiva, siempre que al menos un edificio en un conjunto esté en contacto con el arbolado circundante. Es probable que el cableado u otras instalaciones similares sirvan también para conectar a las azoteas verdes con su entorno; sin embargo, esto no fue registrado en el presente estudio.

En el CIC se registró la mayor riqueza ($S=18$) e índices de diversidad ($H'= 2.387$, $D= 0.875$) y equitatividad ($J'= 0.881$). Es probable que la presencia de arbustos de porte alto y de herbáceas en floración genere una estructura vegetal compleja que resulte benéfica y atractiva para la fauna local, gracias al refugio que ofrece (Williams *et al.*, 2014). La presencia de mamíferos y reptiles se ve favorecida por el arbolado circundante que está en

contacto directo con la azotea verde. Tal es el caso de *B. astutus*, *S. aureogaster* (ardilla vientre rojo) y *S. grammicus* (lagartija escamosa de mezquite), que fueron observadas ingresando al sitio por este medio. Probablemente la colindancia con árboles de amplio follaje favorece también la llegada de una mayor riqueza de aves. Respecto a los recursos disponibles en la azotea verde, los colibríes aprovecharon el néctar de las flores, mientras que la mayoría de los individuos registrados de *Thryomanes bewickii* (saltapared) se alimentaron de los insectos en el sustrato, ya que estos constituyen el principal elemento en su dieta (NAS, 2019b). Asimismo, *S. aureogaster* fue observada alimentándose, tanto de plantas suculentas como de herbáceas.

En el ASF, aun cuando es la azotea verde más grande (760 m²) y la que sustenta la mayor riqueza de plantas (S= 110), registró apenas 16 especies de vertebrados. La ausencia de mamíferos es debida a la falta de conectividad con la vegetación circundante. La ausencia de una mayor variedad de vertebrados derivó en un bajo índice de diversidad taxonómica. Aun con la presencia de una diversidad considerable de invertebrados edáficos, únicamente las aves *T. bewickii* y *Toxostoma curvirostre* (cuitlacoche) fueron observadas alimentándose de ellos. En particular *T. curvirostre* aprovechó la presencia de una plaga de gallina ciega (*Phyllophaga* spp.). Por su parte, los colibríes se alimentaron de las inflorescencias de los agaves y de algunas crasuláceas. Finalmente, *S. grammicus* fue avistada únicamente en el pretil norte del sitio, sin que hiciera uso de la vegetación como refugio. Esto puede atribuirse a que, dentro de la ciudad, está adaptada a desarrollarse en edificaciones cercanas a áreas verdes (Uribe-Peña *et al.*, 1999), debido a que existe una mayor disponibilidad de invertebrados de los cuales puede alimentarse (Durán, 2012). Por lo anterior, esta lagartija encontraría en la azotea verde las condiciones adecuadas para su subsistencia.

La funcionalidad de las azoteas verdes no sólo está dada por la complejidad y diversidad de la vegetación, sino también por la presencia de especies altamente competitivas, que pueden prevenir la llegada y establecimiento de una mayor diversidad de vertebrados (McKinney, 2006). En este sentido, destaca que *Columba livia* (paloma doméstica) y *Passer domesticus* (gorrión común), conocidas por ser introducidas, altamente competitivas y portadoras potenciales de enfermedades (Conabio, 2019), fueron observadas únicamente en las orillas de las azoteas verdes estudiadas. Es probable que las condiciones presentes en los sitios no sean ideales para estas especies, lo que beneficiaría principalmente a las aves nativas.

Durante los muestreos no se registró la presencia de fauna feral. Esto es de particular interés ya que los gatos (*Felis catus*), por ejemplo, son depredadores potenciales de aves, mamíferos pequeños y medianos y reptiles, entre otros (Granados-Pérez, 2008; Hostetler *et al.*, 2011). Es probable que la altura de los edificios juegue a favor de la fauna silvestre, toda vez que limita a las especies nocivas y ferales (Williams *et al.*, 2014), y favorece en particular a las especies arborícolas (Baker *et al.*, 2003).

La composición de vertebrados en las azoteas verdes es dependiente de las áreas verdes en su entorno. Si se aspira a que estas áreas sean parte de los hábitats de la fauna urbana, es indispensable generar las condiciones adecuadas para favorecer su ocupación (Dures y Cumming, 2010). En principio, la abundancia de crasuláceas, junto con los riegos suplementarios en los sitios sujetos a mantenimiento, proveen de agua a la fauna. Asimismo, la complejidad de la vegetación y el aislamiento de los sitios les ofrece refugio, alimento y seguridad. Con base en el análisis de las actividades realizadas por los vertebrados entre sitios, se determinó que la funcionalidad de las azoteas verdes como refugio aún es limitada, al no encontrar rastros de nidos, huevos o madrigueras. Sin embargo, el alto número de individuos observados alimentándose en los sitios cuyo entorno

está más urbanizado, indica que las azoteas verdes son una fuente de recursos para los vertebrados en la matriz urbana.

VI.3. Invertebrados edáficos

El presente estudio concuerda con Beninde *et al.* (2015) quienes indican que el entorno, la baja altura del edificio y la madurez de una azotea verde facilitan la llegada de invertebrados por medios naturales y su eventual establecimiento. Esta explicación coincide también con la teoría de biogeografía de islas en cuanto a que el sitio más cercano a la fuente de especies, en este caso el JB respecto a la gran cantidad de áreas verdes circundantes, contendrá una mayor riqueza (MacArthur y Wilson, 1963).

En contraste, el número de individuos y la riqueza del CIC y ASF fueron menores, aun contando con una superficie mayor que el JB. En particular, el CIC registró los valores más bajos ($N= 170$, $S=37$), debido probablemente a que las actividades rutinarias de mantenimiento limitaron la presencia de invertebrados edáficos en estos sitios ya que, de acuerdo con Hernández-Ruiz *et al.* (2009), el riego afecta negativamente a las hormigas y limita la anidación y alimentación de otras especies. Asimismo, de acuerdo con Beninde *et al.* (2015), el estrato herbáceo es determinante en la presencia de invertebrados, por lo que las actividades de deshierbe podrían reducir la cantidad de hábitats y de alimento disponibles, tanto para herbívoros como para detritívoros. A pesar de esto, el CIC registró la diversidad más elevada ($H'= 2.575$), de modo que la baja riqueza probablemente disminuyó la competencia, estabilizando las poblaciones de la comunidad. Este resultado concuerda con algunos estudios que señalan que una mayor complejidad en la estructura vegetal favorece la diversidad de insectos (Brenneisen, 2003, 2006; Gedge y Kadas, 2005).

En este sentido, diversos estudios señalan que las azoteas verdes diseñadas con fines de conservación favorecen el aumento en la abundancia de algunos invertebrados, particularmente de arañas y escarabajos (Brenneisen, 2003; Braaker *et al.*, 2014). Tal es el caso del JB, donde el 33.34 % de la riqueza (22 morfoespecies) corresponde a los órdenes Araneae, Coleoptera y Scorpionida. Ya que muchos de los integrantes de estos órdenes son depredadores de invertebrados, es probable que generen una disminución en la cantidad de herbívoros u otros que se incluyan en su dieta (Schindler *et al.*, 2011). Asimismo, si esta comunidad ya se encuentra bien establecida en la azotea verde, podría prevenir que otros invertebrados ocupen los nichos existentes (Ricklefs, 2010). Esta dinámica se vería reflejada en una disminución de la diversidad taxonómica, como es el caso del JB donde el índice de distintividad taxonómica registró el valor más bajo con apenas $\Delta+=55.979$.

Al realizar el mismo análisis para el sitio ASF resalta que su composición también está representada por los órdenes Araneae y Coleoptera en un 33.34 % (14 morfoespecies) mientras que la diversidad taxonómica registrada fue la más alta con $\Delta+= 63.618$. Este contraste puede deberse a que, a diferencia del JB, este sitio cuenta con dos vías de llegada de invertebrados edáficos. La primera es a través de la dispersión desde las áreas verdes cercanas que, por sus condiciones de urbanización, limitaría el número y la composición a especies generalistas de amplia dispersión (Braaker *et al.*, 2014). La segunda vía es a través del sustrato y plantas nuevas llevadas durante las tareas de mantenimiento (Schindler *et al.*, 2011). En conjunto, la cantidad de especies que aportan estas vías puede ser baja, pero es más diversa gracias a que proviene de ambientes distintos e incluso de zonas alejadas de estos sitios. Para definir los efectos de esta dinámica en la conservación de especies nativas, es necesario hacer otros estudios específicos al respecto.

En general, la presencia de los órdenes Hymenoptera, Araneae y Coleoptera es esperada debido a que son los primeros en colonizar las azoteas verdes (McIntyre, 2000). Con el paso del tiempo, las comunidades aumentan con el arribo de nuevas especies que ocupan los nichos disponibles. Tal es el caso de Diptera, cuyos integrantes son principalmente detritívoros y que registró la riqueza más alta ($S=22$) debido probablemente al aumento en la materia orgánica disponible (De Bruyn *et al.*, 2001). También se ha reportado que algunas hormigas, polillas, mariposas y moscas visitan las flores de *Sedum* en busca de polen y néctar (MacIvor y Ksiazek, 2015).

Es de interés el mencionar que se encontró una coincidencia entre la similitud de las comunidades de invertebrados edáficos y la similitud de especies de vegetación primaria entre sitios. Si bien no existe una correlación significativa entre ambos parámetros, si sugiere que la vegetación es un factor determinante en la composición de este grupo. Entre los sitios JB y ASF, por ejemplo, se registró la similitud más alta para invertebrados edáficos ($IJ = 24.14 \%$) y vegetación primaria ($IJ = 27.54 \%$) aun siendo los sitios más alejados entre sí y los que más contrastan en el mantenimiento a que están sujetos.

Es necesario realizar estudios específicos respecto a la relación del tipo de vegetación imperante en una azotea verde y la comunidad de invertebrados edáficos que se desarrolla en ella. No obstante, estos resultados indican, de manera preliminar, que la influencia del tipo de vegetación colocada es mayor que la del mantenimiento practicado e incluso que del entorno inmediato.

El análisis de la variación estacional es fundamental para entender la estructura de la comunidad y sus dinámicas ecológicas, ya que es un factor determinante en las relaciones tróficas del ecosistema (Doblas-Miranda, 2007). Los resultados muestran cambios cuantitativos y cualitativos importantes en la comunidad, registrándose un aumento

en la abundancia en todos los sitios durante la temporada de secas, así como un cambio importante en su composición. Esto puede indicar que las comunidades de invertebrados edáficos en las tres azoteas verdes cambian conforme a las temporadas, o bien, que una gran cantidad de especies no logran adaptarse a las condiciones ambientales de estos sitios y, al desaparecer, son sustituidas por nuevas colonizadoras.

Para realizar el análisis adecuado de los factores que influyen en la variación estacional de esta comunidad es recomendable formular experimentos que contemplen el tema a partir de los grupos funcionales presentes, ya que el análisis conjunto no revela tendencias consistentes debido a las distintas fenologías que exhiben los distintos invertebrados edáficos (Giller, 1996; Recher *et al.*, 1996). Por ejemplo, los órdenes Hymenoptera, Myriapoda e Isopoda, que cuentan entre sus integrantes especies detritívoras, registraron un aumento en el número de individuos en la temporada de secas, lo cual podría coincidir con el aumento en la cantidad de materia orgánica disponible en el suelo por el proceso de defoliación.

La correlación positiva que guarda el número de individuos y especies de invertebrados edáficos con la densidad vegetal coincide con lo reportado por diversos estudios (Schindler *et al.*, 2011; Williams *et al.*, 2014; Steck *et al.*, 2015). De igual modo, en los estudios citados tampoco se encontró una correlación entre la diversidad vegetal y la comunidad de invertebrados edáficos. Este resultado puede variar considerando que la resolución taxonómica fue baja.

Dado el potencial de este grupo para evaluar el éxito de una restauración ecológica (Andersen y Sparling, 1997), es recomendable que en estudios subsecuentes se explore la influencia del arbolado circundante en la llegada de especies nuevas o en la movilidad de las existentes dentro de los sitios. De este modo, se podrá determinar la efectividad del

binomio azoteas verdes - arbolado urbano, en la movilidad de los invertebrados edáficos a través de la matriz urbana.

VI.4. Mesofauna edáfica

En concordancia con los estudios mencionados en el marco teórico para este grupo, en esta investigación se constató la presencia de mesofauna en las azoteas verdes de la Ciudad de México. La composición observada está representada principalmente por ácaros de los subórdenes Prostigmata y Oribatida, que en conjunto representan el 78.68 % del total de individuos registrados. La elevada abundancia de Prostigmata puede atribuirse a su adaptabilidad a distintos ambientes. Los organismos de vida libre, por ejemplo, han diversificado sus hábitos alimenticios, encontrando especies saprófagas, fitófagas e incluso depredadoras, siendo algunas muy numerosas bajo las condiciones adecuadas (Ferragut, 2015). Por su parte, Oribatida es uno de los grupos de saprófagos más importantes gracias a su gran diversidad y alta densidad de individuos (Schneider *et al.*, 2004), además, es más frecuente en las capas superiores del suelo y es tolerante a la sequía (Bezci *et al.*, 2017). El aumento en la abundancia de estos grupos en la temporada de secas sugiere la existencia de una correlación positiva con la hojarasca, por el beneficio que les representa.

Las variaciones en la riqueza de mesofauna edáfica entre sitios pueden ser multifactoriales. Por ejemplo, las plantas utilizadas para vegetar las azoteas verdes pueden provenir de diferentes sitios o distribuidores, lo que aumenta la probabilidad de acarrear distintos microartrópodos al momento de la plantación (Rumble *et al.*, 2018). Si además, la mesofauna guarda relaciones simbióticas con algunas de estas plantas, su abundancia se vería favorecida. La conectividad con el arbolado circundante podría influir también en la presencia incipiente de estos grupos, considerando que un sitio es más diverso entre menos aislado se encuentra (MacArthur y Wilson, 1963; Ojala y Huhta, 2001). En ocasiones, su

presencia podría estar ligada a procesos foréticos a través de las aves que acuden a este sitio (Schäffer *et al*, 2010). No obstante, para aclarar estas suposiciones es necesario profundizar en las dinámicas de esta comunidad dentro de las azoteas verdes.

La variación estacional de los distintos grupos de mesofauna edáfica difiere entre sitios. En el JB, la mayoría de los grupos disminuyen su abundancia en la temporada de secas, mientras que en el CIC y ASF se registró lo contrario. Considerando que la humedad en suelo es el factor más importante para los microartrópodos sensibles a la sequía (Badejo y Van Straalen, 1993; Doblas-Miranda, 2007), es probable que el riego suplementario en los sitios sujetos a mantenimiento promueva el aumento en su abundancia. Sin embargo, es necesario profundizar más en este tema particular, para analizar otras causas de variación como la alta variabilidad en los patrones fenológicos de este grupo (Badejo y Van Straalen, 1993) y la presencia de musgos y hojarasca de suculentas en el sustrato (Giller, 1996; Rumble y Gange, 2013). Sobre estos aspectos, no se encontraron estudios al respecto.

Es importante considerar que algunos microartrópodos a nivel de suelo se entierran en el sustrato hasta profundidades difícilmente alcanzables como parte de su ciclo de vida (Edwards, 1991); sin embargo, en las azoteas verdes estudiadas, las muestras fueron obtenidas contemplando desde la hojarasca hasta el sustrato más profundo (8-12 cm de profundidad), donde podrían haberse encontrado especies de hábitos epígeos o epífitos en estivación. Esta diferencia podría generar un contraste en la información conocida en condiciones naturales, respecto a lo encontrado en los sistemas artificiales de las azoteas verdes.

En concordancia con los resultados de Schindler *et al.* (2011), se encontró que la abundancia de microartrópodos está correlacionada positivamente con la densidad vegetal. Al respecto existen dos vías explicativas principales. La primera surge de la retención de

humedad que implica la presencia de una mayor cantidad de vegetación. En particular la presencia del género *Sedum* genera una cobertura vegetal consistente que mantiene una mayor cantidad de humedad en el sustrato, en comparación con otras especies vegetales (Schrader y Böning, 2006).

La segunda vía se refiere al aumento en la hojarasca presente en el suelo, ya que ésta es un elemento fundamental en la presencia y desarrollo de la Mesofauna (Hansen y Coleman, 1998). Por ejemplo, se sabe que algunos ácaros que se alimentan de las hifas en temporada de lluvias cambian sus hábitos alimenticios para aprovechar la hojarasca en temporada de secas. De manera similar, los suelos donde la hojarasca, al degradarse, aumenta la acidez, cuentan con una mayor diversidad de microartrópodos, gracias a que disminuye la presencia de lombrices y otros saprófagos (Giller, 1996).

Los sustratos utilizados en azoteas verdes son escasamente atractivos para la mesofauna en su etapa inicial, por lo que su dependencia de la vegetación es muy alta debido a que ésta regula las fluctuaciones de temperatura y humedad (Giller, 1996). Sin embargo, al madurar la azotea verde, la hojarasca enriquece el sustrato, lo que permite a la mesofauna edáfica hacer un uso más amplio de los recursos existentes. Los servicios que eventualmente provee este grupo a la vegetación lo colocan como un elemento imprescindible en el funcionamiento y éxito del sistema.

VI.5. Discusión general y conclusiones

Desde el surgimiento de los sistemas modernos de naturación, las azoteas verdes han sido objeto de estudio gracias a los amplios beneficios que ofrecen a las ciudades y sus habitantes. En los últimos años, diversas investigaciones han buscado entender y acrecentar sus capacidades como hábitats para la flora y la fauna en los centros urbanos, sobre todo ante los desafíos ambientales de la actualidad como el cambio climático, la

pérdida de hábitats naturales y la consecuente extinción masiva de especies. El desarrollo de estas áreas verdes alternativas ha tenido un crecimiento importante en Europa y Norteamérica, mientras que en América Latina su presencia aún es incipiente.

A través de la presente investigación se profundizó en el conocimiento de la diversidad de flora y fauna que se desarrolla en tres azoteas verdes de la Ciudad de México, bajo condiciones ambientales particulares. En total fueron encontradas 236 especies de plantas, 26 de vertebrados, 121 morfoespecies de invertebrados edáficos y diez grupos de mesofauna edáfica (Tabla 18). Hasta donde se conoce, esta es la primera investigación realizada en azoteas verdes que abarca la caracterización de los cuatro grupos estudiados dentro de los mismos sitios de estudio.

Tabla 18. Valores totales de la abundancia, riqueza, diversidad de especies y diversidad taxonómica de la flora y fauna de las tres azoteas verdes estudiadas.

Sitios	Vegetación	Vertebrados				Invertebrados edáficos				Mesofauna edáfica		
	S	N	S	H'	$\Delta+$	N	S	H'	$\Delta+$	N	S	H'
JB	97	425	14	0.641	86.374	1,051	66	2.044	55.979	5,411	7	1.383
CIC	95	142	18	2.387	78.039	170	37	2.575	62.538	5,777	10	1.239
ASF	110	118	16	2.141	73.167	578	42	2.258	63.618	5,048	7	0.869
TOTAL	236	685	26	-	-	1,799	121	-	-	16,236	10	-

N= Número de individuos; S= Riqueza de especies, morfoespecies o grupos; H'= Índice de diversidad de Shannon; $\Delta+$ = Índice de distintividad taxonómica

Destaca que la mayor diversidad de vertebrados e invertebrados edáficos, así como el mayor número de grupos de mesofauna edáfica se registraron en el CIC. Es probable que la presencia de especies arbóreas, arbustivas y herbáceas en el sitio sea la razón de este hallazgo, considerando que Srivastava y Lawton (1998) y Cook-Patton (2015) señalan que el aumento en la diversidad taxonómica o funcional de la vegetación beneficia directamente a la fauna.

En contraste con la composición tradicional de las azoteas verdes, basada fuertemente en el uso del género *Sedum* (Getter y Rowe, 2006; Oberndorfer *et al.*, 2007; Dvorak *et al.*, 2013), las familias Asparagaceae y Cactaceae registraron la mayor riqueza seguidas de Crassulaceae, representando en conjunto al 35.17 % de las especies primarias dentro de los sitios estudiados. La permanencia de estas familias, que entre temporadas fue cercana al 100 % y que en el caso del JB, se ha mantenido desde la plantación inicial, hace más de 20 años, permite aseverar que pueden ser utilizadas exitosamente en estos sistemas dentro de la Ciudad de México. Esto abre la posibilidad de aprovechar una mayor variedad de plantas pertenecientes a estas familias en las azoteas verdes, considerando que en México su riqueza conjunta asciende a 1,494 especies, muchas de las cuales son nativas (Villaseñor, 2016).

La capacidad de las especies primarias de vegetación de desarrollarse en un sustrato somero (8-12 cm), menor al recomendado para azoteas verdes extensivas (≤ 15 cm) e intensivas (> 15 cm) (GRHC, 2013), implica una disminución en el peso total del sistema de naturación, al requerirse una menor cantidad de sustrato para el desarrollo exitoso de la cobertura vegetal. Asimismo, al ser especies adaptadas a ambientes áridos y semiáridos, las labores de mantenimiento necesarias para su supervivencia, en particular el riego suplementario, son mínimas.

A diferencia de la vegetación, la fauna no se coloca deliberadamente en las azoteas verdes, por lo que su presencia está determinada por su habilidad de desplazamiento, colonización y supervivencia, así como por la diversidad de recursos que pueden utilizar (Rumble *et al.*, 2008). Una vez en el sitio, su desarrollo está influenciado por factores relacionados con las características de la vegetación, tales como la diversidad taxonómica y la densidad vegetal, así como por las características de mantenimiento en cada sitio, en particular por el riego suplementario y el deshierbe. Esto indica que los usos a que se

destina cada azotea verde, de donde deriva la composición vegetal y el mantenimiento a que están sujetas, son determinantes para el establecimiento exitoso de la comunidad de vertebrados e invertebrados.

Como se describió anteriormente, la densidad vegetal registró una correlación positiva con la abundancia y riqueza de invertebrados edáficos y mesofauna edáfica, independientemente de la diversidad vegetal. Esto puede deberse al aumento en la retención de humedad y provisión de refugio. Con base en este resultado, se recomienda explorar los beneficios que podría proveer a la fauna una azotea verde con una comunidad vegetal densa, compuesta por especies taxonómicamente distintas.

El análisis de la variación entre temporadas para la flora y fauna indicó una diferencia importante entre sitios (Tabla 19). El JB registró la mayor variación, en particular en la vegetación, reduciendo en más de la mitad su riqueza en la temporada de secas. De igual modo redujo la abundancia de mesofauna edáfica en esta misma temporada, mientras que en el resto de los sitios aumentó considerablemente. La diferencia en la variación de estos grupos entre sitios podría estar dada por el riego suplementario a que están sujetos el CIC y ASF. El aumento en el número de vertebrados e invertebrados edáficos que hacen uso de las azoteas verdes en la temporada de secas puede tener causas fenológicas o funcionales, cuyo estudio excede los objetivos del presente estudio.

Tabla 19. Variación entre temporadas del número de individuos y la riqueza de especies, morfoespecies o grupos, para las tres azoteas verdes. N= Número de individuos; S= Riqueza de especies, morfoespecies o grupos

Sitios	Vegetación		Vertebrados				Invertebrados edáficos				Mesofauna edáfica			
	Lluvias	Secas	Lluvias		Secas		Lluvias		Secas		Lluvias		Secas	
	S	S	N	S	N	S	N	S	N	S	N	S	N	S
JB	97	39	196	9	229	8	401	40	650	41	2,877	7	2,534	6
CIC	87	74	62	11	80	14	77	17	93	26	1,121	7	4,656	10
ASF	90	87	54	9	64	10	284	31	294	25	1,556	6	3,492	7

Así, a partir de los resultados de esta investigación queda de manifiesto la capacidad de las azoteas verdes para albergar una diversidad importante de flora y fauna en entornos con distinto grado de urbanización. En concordancia con Köhler (2006) y Catalano *et al.*, (2016), las azoteas verdes estudiadas están sujetas a una dinámica de cambio constante, como se observó con la presencia y recambio de la vegetación secundaria y en la alta disimilitud en la composición de invertebrados edáficos entre temporadas.

El beneficio puntual que las azoteas verdes proveen a los diferentes grupos de fauna estudiados depende de algunas características de la vegetación. Las aves, por ejemplo, se ven favorecidas por una estructura vegetal más compleja y alta, donde algunas plantas, como *Buddleja cordata*, *Pittocaulon praecox* y *Opuntia* spp., les ofrecen espacio para percha, mientras que la inflorescencia de *Salvia mexicana* ofrece alimento a otras aves nectarívoras. En este sentido, destaca ampliamente el aumento de individuos observados alimentándose en las azoteas verdes ubicadas en los entornos más urbanizados. Por su parte, los invertebrados se ven favorecidos por la existencia de refugios y por la humedad en el sustrato. Considerando que la mayoría de los insectos terrestres habitan en el suelo en alguna etapa de su ciclo de vida (Giller, 1996), la variedad de especies que pueden hacer uso de la azotea verde es alta.

La comunidad de invertebrados edáficos observada puede considerarse como madura gracias a la abundancia de depredadores, en particular del orden Araneae, los cuales ayudan a controlar las poblaciones de herbívoros (Bruno y Cardinale, 2008) y a disminuir el impacto de las plagas (Sánchez-Bayo y Wyckhuys, 2019). De igual modo, la abundancia de colémbolos en todos los sitios es evidencia de la prestación de servicios como el reciclaje de nutrientes (lo que disminuye la necesidad de fertilización) y el control de patógenos (Schindler *et al.*, 2011).

En adición a la condición de las azoteas verdes como refugio de flora y fauna, cabe denotar la ausencia de registros de especies ferales o nocivas, comunes en las áreas urbanas.

Los resultados obtenidos coinciden con Braaker *et al.*, (2014), respecto a que todas las azoteas verdes son capaces de sustentar una biodiversidad importante, independientemente de su tamaño. Sin embargo, su funcionalidad como corredores biológicos entre los fragmentos de vegetación de la matriz urbana en la Ciudad de México es debatible, debido al escaso número de azoteas verdes existentes y al aislamiento entre ellas. Al respecto, durante la presente investigación se constató que algunos mamíferos y reptiles logran ingresar a las azoteas verdes a través de la copa de los árboles circundantes, cuando ésta se encuentre en contacto directo o indirecto con la azotea. Este resultado indica que, dentro de los esfuerzos por la conformación de corredores biológicos en las ciudades, en beneficio de una amplia diversidad de especies, las azoteas verdes pueden participar como refugios o reservorios de recursos para la fauna urbana. Para esto es necesario que exista un arbolado continuo en las proximidades de la azotea verde, así como otras áreas verdes urbanas, tales como parques camellones e incluso otros sistemas de naturación como muros verdes.

En este sentido, de acuerdo con Maclvor y Ksiazek (2015), cada azotea verde alberga una comunidad biótica distinta, debido a las particularidades de cada edificio y a las preferencias de diseño de los propietarios. Por tanto, si se pretende que las azoteas verdes se sumen a los esfuerzos para el mejoramiento del ecosistema urbano, es indispensable la definición de una diversidad vegetal propia de la región donde sean colocadas, para que se promueva la atracción y establecimiento de la fauna nativa. Al respecto, la presente investigación aporta el listado de especies de vegetación primarias (Anexo 2), para su consideración durante la plantación de las futuras azoteas verdes.

Si bien es claro que aún quedan incógnitas por resolver, es imperativo continuar profundizando en el conocimiento de esta tecnología como parte de la adaptación de las áreas urbanas ante los retos ambientales actuales. La Ciudad de México, con el 80 % de su superficie cubierta por edificios y vialidades, está en el mínimo de áreas verdes por habitante recomendado por la FAO, siendo la población con menor ingreso *per cápita* la más afectada. Así, a través del aprovechamiento de espacios subutilizados, como son las azoteas, es posible disminuir los impactos ambientales de la ciudad al generar un hábitat seguro para la flora y fauna locales, que además ofrece otros beneficios que participan en el mejoramiento de la calidad de vida de los ciudadanos. En este sentido, es imperativo el desarrollo de tecnologías que disminuyan los costos de instalación para acercar los sistemas de naturación a una mayor cantidad de personas. Ante la necesidad de difundir el conocimiento de esta tecnología, es necesario contar con la participación de centros de investigación, empresas, sociedad y gobierno, de manera que la integración de las azoteas verdes en la ciudad sea efectiva, eficiente y duradera.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alcazar, S.S. y B. Bass. 2005. *Energy performance of green roof in a multi storey residential building in Madrid*. Greening rooftops for sustainable communities Conference. Washington, D.C., EE. UU.
- Andersen, A.N. y G.P. Sparling. 1997. Ants as indicators of restoration success: Relationship with soil microbial biomass in the Australian Seasonal Tropics. *Restoration Ecology* 5(2):109-114.
- Angel, S., S.C. Sheppard y D.L. Civco. 2005. *The dynamics of global urban expansion*. Transport and Urban Development Department, The World Bank. Washington, D.C., EE. UU.
- Aranda, S.M. 2012. *Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México*. Ed. Conabio. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F., México.
- Arellano-Leyva, E.A. 2012. *Capacidad de retención de hidrocarburos aromáticos policíclicos y metales pesados en una azotea verde extensiva*. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México.
- Arellano-Leyva, E.A., M. Hernández-Quiróz, R.G. Huerta-Guzmán y M. Collazo-Ortega. 2017. Extensive green roofs as a means to capture polycyclic aromatic hydrocarbons. *Polycyclic Aromatic Compounds* 37(4):280-291.
- Badejo, M.A. y N.M. Van Straalen. 1993. Seasonal abundance of springtails in two contrasting environments. *Biotropica* 25(2):222-228.
- Banco Mundial, 2020. Población urbana (% del total) – México. En <https://datos.bancomundial.org/indicador/SP.URB.TOTL.IN.ZS?end=2018&locations=MX&start=1960>. Consultado el 19 de enero del 2020.
- Bates, A.J., J.P. Sadler y R. Mackay. 2013. Vegetation development over four years on two green roofs in the UK. *Urban Forestry & Urban Greening* 12:98–108.
- Baumann, N. 2006. Ground-Nesting Birds on Green Roofs in Switzerland: Preliminary Observations. *Urban Habitats* 4(1):37-50.
- Bengtsson, L., L. Grahn y J. Olsson. Hydrological function of a thin extensive green roof in southern Sweden. *Hydrology Research* 36(3):259-268.
- Berndtsson, J.C., T. Emilsson y L. Bengtsson. 2006. The influence of extensive vegetated roofs on runoff water quality. *Science of the Total Environment* 355:48-63.
- Berndtsson, J.C., L. Bengtsson y K. Jinno. 2009. Runoff water quality from intensive and extensive vegetated roofs. *Ecological Engineering* 35(3):369-380.
- Berndtsson, J.C. 2010. Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality: A review. *Ecological Engineering* 36:351-360.
- Berardi U., A. GhaffarianHoseini, A.H. GhaffarianHoseini. 2014. State-of-the-art analysis of the environmental benefits of green roofs. *Applied Energy* 115:411–428.
- Bezci, T., A. Altun y Ş. Baran. 2017. Monthly variation of oribatid mite subspecies *Eremaeus hepaticus cordiformis* Grandjean, 1934 (Acari). *Sakarya University Journal of Science* 21(6):1331-1335.

- Bhullar, S. y J. Majer. 2000. Arthropods on street trees: a food resource for wildlife. *Pacific Conservation Biology* 6:171-173.
- Birnie-Gauvin, K., K.S. Peiman, A.J. Gallagher, R. de Bruijn y S.J. Cooke. 2016. Sublethal consequences of urban life for wild vertebrates. *Environmental Review* 24:416-425.
- Botzat, A., L.K. Fischer e I. Kowarik, 2016. Unexploited opportunities in understanding liveable and biodiverse cities. A review on urban biodiversity perception and valuation. *Global Environmental Change* 39:220-233.
- Braaker, S., J. Ghazoul, M.K. Obrist y M. Moretti. 2014. Habitat connectivity shapes urban arthropod communities: the key role of green roofs. *Ecology* 95(4):1010-1021.
- Brearley, G., A. Bradley, S. Bell y C. McAlpine. 2010. Influence of contrasting urban edges on the abundance of arboreal mammals: a study of squirrel gliders (*Petaurus norfolcensis*) in southeast Queensland, Australia. *Biological Conservation* 143:60-71.
- Brenneisen, S. 2003. *Ökologisches Ausgleichspotenzial von extensiven Dachbegrünungen— Bedeutung für den Arten- und Naturschutz und die Stadtentwicklungsplanung (Compensación ecológica potencial en azoteas verdes extensivas. Significado para la conservación de las especies y la naturaleza y la planificación del desarrollo urbano)*. Tesis doctoral. Instituto de Geografía, Universidad de Basilea. Basilea, Suiza.
- Brenneisen, S. 2006. Space for urban wildlife: designing green roofs as habitats in Switzerland. *Urban Habitats* 4(1):27-36.
- Bretzel, F., F. Vannucchi, S. Benvenuti y H. Rumble. 2017. Biodiversity of flora and fauna. En: Orsini, F., M. Dubbeling, H. de Zeeuw y G. Gianquinto (eds.). *Rooftop urban agriculture*. Ed. Springer International Publishing. Cham, Suiza.
- Breuning, J. y A.C. Yanders. 2008. *Introduction to the FLL guidelines for the planning, construction and maintenance of green roofing*. Green Roof Technology. Maryland, EE. UU.
- Bruno, J.F. y B.J. Cardinale. 2008. Cascading effects of predator richness. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6(10):539-546.
- Butler, C., E. Butler y C.M. Orians. 2012. Native plants enthusiasm reaches new heights: perceptions, evidence, and the future of green roofs. *Urban Forestry & Urban Greening* 11:1-10.
- Cadotte, M.W. 2013. Experimental evidence that evolutionarily diverse assemblages result in higher productivity. *PNAS* 110(22):8996-9000.
- Cameron, R.W.F., T. Blanusa, J.E. Taylor, A. Salisbury, A.J. Halstead, B. Henricot. y K. Thompson. 2012. The domestic garden. Its contribution to urban green infrastructure. *Urban Forestry & Urban Greening* 11:129-137.
- Carrasco-Ortíz, M., G. Munguía-Lino, A. Castro-Castro, G. Vargas-Amado, M. Harker y A. Rodríguez. 2019. Riqueza, distribución geográfica y estado de conservación del género *Dahlia* (Asteraceae) en México. *Acta Botánica Mexicana* 126:e1354.
- Casalegno, S., K. Anderson, D.T.C. Cox, S. Hancock y K.J. Gaston. 2017. Ecological connectivity in the three-dimensional urban green volume using waveform airborne lidar. *Scientific Reports* 7:45571. DOI: 10.1038/srep45571.

- Castillo-Argüero, S., Y. Martínez-Orea, J.A. Meave, M. Hernández-Apolinar, O. Núñez-Castillo, G. Santibáñez-Andrade y P. Guadarrama-Chávez. 2009. *Flora: susceptibilidad de la comunidad a la invasión de malezas nativas y exóticas*. En: A. Lot y Z. Cano-Santana (Eds.) *Biodiversidad del Pedregal de San Ángel*. UNAM, Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y Coordinación de la Investigación Científica. México, D.F., México.
- Catalano, C., C. Marcenò, V.A. Laudicina y R. Guarino. 2016. Thirty years unmanaged green roofs: ecological research and design implications. *Landscape and Urban Planning* 149:11-19.
- Ceballos, G. y G. Oliva. 2005. *Los mamíferos silvestres de México*. Ed. Fondo de Cultura Económica, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F., México.
- Clark C., P. Adriaens, y F. Brian. 2008. Green roof valuation: a probabilistic economic analysis of environmental benefits. *Environmental Science & Technology* 42:2155-2161.
- Clarke, K.R. y R.N. Gorley. 2015. *PRIMER V7: User Manual/Tutorial*. Plymouth, Reino Unido. PRIMER-E Ltd.
- Coffman, R.R. y T. Waite. 2011. Vegetated roofs as reconciled habitats: rapid assay beyond mere species counts. *Urban Habitats* 6: http://www.urbanhabitats.org/v06n01/vegetatedroofs_full.html. Consultado el 9 de mayo de 2019.
- Colla, S.R., E. Willis y L. Packer. 2009. Can green roofs provide habitat for urban bees (Hymenoptera: Apidae)? *Cities and the Environment* 2(1):1-12.
- Collins, J.P., A. Kinzig, N.B. Grimm, W.F. Fagan, D. Hope, J. Wu y E.T. Borer. 2000. A new urban ecology. *American Scientist* 88:416-425.
- Colwell, R.K. 2013. *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Versión 9. Universidad de Connecticut. Connecticut, EE.UU.
- Conabio. 2015. *Método de Evaluación Rápida de Invasividad (MERI) para especies exóticas en México. Bryophyllum delagoense (Eckl. & Zeyh.) Schinz, 1900*. México, D.F., México.
- Conabio. 2019. Naturalista. Sitio electrónico: <https://www.naturalista.mx/>. Consultado el 12 de mayo de 2019. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Coneval. 2018. *Estudio Diagnóstico del Derecho al Medio Ambiente Sano 2018*. Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social. México, D.F., México.
- Connelly, M. y K. Liu. 2005. *Green roof research in British Columbia: An overview*. Pp. 416–432. En *Proceedings of 3rd North American Green Roof Conference: Greening rooftops for sustainable communities*, Washington, DC. EE.UU.
- Cook-Patton, S.C. y T.L. Bauerle. 2012. Potential benefits of plant diversity on vegetated roofs: A literature review. *Journal of Environmental Management* 106:85-92.
- Cook-Patton, S.C. 2015. Plant biodiversity on green roofs. En: Sutton, R.K. *Green roof ecosystems*. Ed. Springer. *Ecological Studies* 223:193-209.
- Cook-Patton, S.C. y A.A. Agrawal. 2014. Exotic plants contribute positively to biodiversity functions but reduce native seed production and arthropod richness. *Ecology* 95(6):1642-1650.

- Coville, R., B. Ertter, G. Frankie, J. Hernandez, J. Pawelek, M. Rizzardi, M. Schindler, R. Thorp, S. Witt y V. Wojcik. 2009. Native bees are a rich natural resource in urban California gardens. *California Agriculture* 63(3):113-120.
- Davies, R., R. Simcock, G. Ussher, R. Toft, M. Boulton y C. deGroot. 2010. *Elevated enclaves—Living roof biodiversity enhancement through prosthetic habitats*. CitiesAlive: 8th Annual Green Roof and Wall Conference. Green Roofs for Healthy Cities. Vancouver, Canadá.
- De Bruyn, L., S. Thys, J. Scheirs y R. Verhagen. 2001. Effects of vegetation and soil on species diversity of soil dwelling Diptera in a heathland ecosystem. *Journal of Insect Conservation* 5:87-97.
- Del Olmo, L.G. 2013. *Aves Comunes de la Ciudad de México*. Ed. Comisión Nacional Para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2ª ed. Ciudad de México, México.
- Delaney, K.S., S.P.D. Riley y R.N. Fisher. 2010. A rapid, strong, and convergent genetic response to urban habitat fragmentation in four divergent and widespread vertebrates. *PLoS ONE* 5(9): e12767. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0012767>.
- Dias, P.C. 1996. Sources and sinks in population biology. *Trends in Ecology and Evolution* 11(8):326-330.
- Doblas-Miranda, E., F. Sánchez-Piñero, A. González-Megías. 2007. Soil macroinvertebrate fauna of a mediterranean arid system: Composition and temporal changes in the assemblage. *Soil Biology & Biochemistry* 39:1916-125.
- Dunn, J.L. y J. Alderfer. 2008. *Field Guide to the Birds of North America*. Ed. National Geographic Society. 5ª ed. Washington D.C., EE.UU.
- Dunnett, N. 2015. Ruderal Green Roofs. En: Sutton, R.K. Green Roof Ecosystems. Ed. Springer. *Ecological Studies* 223:233-255.
- Dunnett, N., A. Nagase y A. Hallam. 2008. The dynamics of planted and colonizing species on a green roof over six growing seasons 2001-2006: Influence of substrate depth. *Urban Ecosystems* 11(4):373-384.
- Dunster, K. y R.R. Coffman. 2015. Placing green roofs in time and space: scale, recruitment, establishment, and regeneration. En: Sutton, R.K. Green Roof Ecosystems. Ed. Springer. *Ecological Studies* 223:357-390.
- Durán, S.S.L. 2012. Contribución al conocimiento de la alimentación de la lagartija *Sceloporus grammicus* (Reptilia: Phrynosomatidae) en la localidad de La Palma, Municipio de Isidro Fabela, Estado de México. *Revista de Zoología* 23:9-20.
- Dures, S.G. y G.S. Cumming. 2010. The confounding influence of homogenising invasive species in a globally endangered and largely urban biotope: Does habitat quality dominate avian biodiversity? *Biological Conservation* 143:768-777.
- Durham, A.K., D.B. Rowe y C.L. Rugh. 2006. Effect of watering regimen on chlorophyll fluorescence and growth of selected green roof plant taxa. *HortScience* 41(7):1623–1628.
- Dvorak, B. y A. Volder. 2010. Green roof vegetation for north american ecoregions: a literature review. *Landscape and Urban Planning* 96:197-213.

- EPA. 2009. *Green Roofs for Stormwater Runoff Control*. United States Environmental Protection Agency. National Risk Management Research Laboratory. Water Supply and Water Resources Division. Ohio, EE.UU.
- Espinosa-García, F.J. y J. Sarukhán. 1997. *Manual de malezas del Valle de México*. Ed. Universidad Nacional Autónoma de México y Fondo de Cultura Económica. México, D.F., México.
- Fernández-Canero, R y P. González-Redondo. 2010. Green roofs as habitat for birds: a review. *Journal of Animal and Veterinary Advances* 9(15):2041-2052.
- Ferragut P., F. 2015. Clase Arachnida. Orden Prostigmata. *Revista IDE@-SEA* 14:1-8.
- FLL, 2002. Guideline for the planning, execution and upkeep of green-roof sites (English ed.). Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau.
- Floyd, T. 2008. Smithsonian field guide to the birds of north america. Ed. HarperCollins Publishers. Nueva York, EE.UU.
- Frazer, L. 2005. Paving Paradise. The peril of impervious surfaces. *Environmental Health Perspectives* 113:457-462.
- Frith, M., y D. Gedge. 2005. London: *The wild roof renaissance*. Pp. 117–120. En: EarthPledge. Green roofs: Ecological design and construction. Schiffer Publishing Ltd.
- Funk, J.L., E.E. Cleland, K.N. Suding y E.S. Zavaleta. 2008. Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. *Trends in Ecology and Evolution*. 23(12):695-703.
- Gardener, M. 2017. *Statistics for ecologists using R and Excel. Data collection, exploration, analysis and presentation*. Ed. Pelagin Publishing. 2ª ed. Londres, Reino Unido.
- Gaffin, S.R., C. Rosenzweig, J. Eichenbaum-Pikser, R. Khanbilvardi y T. Susca. 2010. *A temperature and seasonal energy analysis of green, white, and black roofs*. Columbia University, Center for Climate Systems Research. Nueva York, EE.UU.
- Gedge, D. y G. Kadas. 2005. Green roof and biodiversity. *Biologist* 52(3):161-169.
- Gering, J.C. y R.B. Blair. 1999. Predation on artificial bird nest along an urban gradient: predatory risk or relaxation in urban environments? *Ecography* 22:532-541.
- Getter, K.L. y D.B. Rowe. 2006. The role of extensive green roofs in sustainable development. *HortScience* 4:1276–1285.
- Getter, K.L. y D.B. Rowe, 2008. *Selecting plants for extensive green roofs in the United States*. Michigan State University. Extension Bulletin E-3047. Michigan, EE.UU.
- Getter, K.L., D.B. Rowe, G.P. Robertson, B.M. Cregg y J. Andresen. 2009. Carbon Sequestration Potential of Extensive Green Roofs. *Environmental Science & Technology* 43:7564- 7570.
- Giller, P.S. 1996. The diversity of soil communities, the 'poor man's tropical rainforest'. *Biodiversity and Conservation* 5:135-168.
- Google Inc., 2016. Google Earth Pro Ver. 7.1.7.2606. Fecha de imágenes: 24 de marzo del 2018.

- GODF, 2008. Norma Ambiental para el Distrito Federal NADF-013-RNAT-2007, que establece las especificaciones técnicas para la instalación de sistemas de naturación en el Distrito Federal. *Gaceta Oficial del Distrito Federal*. 24 de diciembre de 2008.
- Granados-Pérez, Y. 2008. *Ecología de mamíferos silvestres y ferales de la Reserva Ecológica El Pedregal: hacia una propuesta de manejo*. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México.
- Grant, G., L. Engleback y B. Nicholson. 2003. *Green roofs: their existing status and potential for conserving biodiversity in urban areas*. English Nature Research Reports. Report Numbere 498. English Nature. Peterborough, Reino Unido.
- GRHC. 2013. Green roof design and installation. Resource manual. Ed. Green Roofs for Healthy Cities. EE.UU.
- Hammer, O., D.A.T. Harper y P.D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1):9.
- Hansen, R.A. y D.C. Coleman. 1998. Litter complexity and composition are determinants of the diversity and species composition of oribatid mites (Acari: Oribatida) in litterbags. *Applied Soil Ecology* 9:17-23.
- Hashemi, S.S.G., H.B. Mahmud y M.A. Ashraf. 2015. Performance of green roofs with respect to water quality and reduction of energy consumption in tropics: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 52:669-679.
- Hostetler, M., W. Allen y C. Meurk. 2011. Conserving urban biodiversity? Creating green infrastructure is only the first step. *Landscape and Urban Planning* 100:369-371.
- Hunter, M.R. y M.D. Hunter. 2008. Designing for conservation of insects in the built environment. *Insect Conservation and Diversity* 1:189-196.
- Hunter, P. 2014. Brown is the new green. Brownfields often harbor a surprisingly large amount of biodiversity. *EMBO Reports* 15(12):1238-1242.
- Hutcheson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon Formula. *Journal of Theoretical Biology* 29(1):151-154.
- Hwang, Y.H. y Z.E.J. Yue. 2015. Observation of biodiversity on minimally managed green roofs in a tropical city. *Journal of Living Architecture* 2(2):9-26.
- Ibáñez G., R.A. 2008. Techos vivos extensivos: Una práctica sostenible por descubrir e investigar en Colombia. *Alarife: Revista de Arquitectura* 16:21-36.
- IEA, 2008. World energy outlook 2008. International Energy Agency.
- IEA. 2016. Energy and air pollution. World energy outlook special report. International Energy Agency.
- INEGI. 2008. Conjunto de datos vectoriales escala 1:1 000,000. Unidades climáticas. Datum ITRF92. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- INEGI. 2020. Censo de población y vivienda 2020. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. En: <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/>. Consultado el 20 de enero del 2021.

- Jones, R.A. 2002. *Tecticolous invertebrates: A preliminary investigation of the invertebrate fauna on ecoroofs in urban London*. Londres, Reino Unido.
- Joimel, S., B. Grard, A. Auclerc, M. Hedde, N. Le Doaré, S. Salmon y C. Chenu. 2018. Are collembola "flying" onto green roofs? *Ecological Engineering* 111:117-124.
- Kadas, G. 2006. Rare invertebrates colonizing green roofs in London. *Urban Habitats* 4(1):66-86.
- Kaplan, R. 1993. The role of nature in the context of workspace. *Landscape and Urban Planning* 26(1):193-201.
- Karyanto, A., C. Rahmadi, E. Franklin, F.X. Susilo y J.W. de Morais. 2012. Collembola, acari y otra mesofauna del suelo: el método Berlese. En: F.M.S Moreira, F. Huisin y D.E. Bignell (eds.). *Manual de biología de suelos tropicales. Muestreo y caracterización de la biodiversidad bajo suelo*. Instituto Nacional de Ecología. México, D.F., México.
- Kaufman, K. 2000. *Kaufman Field Guide to Birds of North America*. Ed. Hillstar Editions L.C. Arizona, EE.UU.
- Kaup, A., S. Brenneisen, B. Klausnitzer y P. Nagel. 2004. Eco-faunistic characteristics of the beetle fauna of vegetated roofs (Insecta: Coleoptera). *Entomologische Blätter* 100:47-83.
- Knapp, S., I. Kühn, J.P. Bakker, M. Kleyer, S. Klotz, W. Ozinga, P. Poschlod, K. Thompson, W. Thuiller y C. Römermann. 2009. How species traits and affinity to urban land use control large-scale species frequency. *Diversity and Distribution* 15:533-546.
- Knopf, A.A. 2011. *National Audubon Society Field Guide to Reptiles and Amphibians. North America*. Ed. Chanticleer Press, Inc. 26ª ed. Nueva York, EE.UU.
- Köhler, M. 2006. Long-term vegetation research on two extensive green roofs in Berlin. *Urban Habitats* 4:3-26.
- Köhler, M., M. Schmidt, F.W. Grimme, M. Laar, V.L. de Assunção Paiva y S. Tavares. 2002. Green roofs in temperate climates and in the hot-humid tropics - far beyond the aesthetics. *Environmental Management and Health* 13(4):382-391.
- Köhler, M., y M. Keeley. 2005. Berlin: Green roof technology and development. Pp. 108-112. En EarthPledge. Green roofs: Ecological design and construction. Schiffer Publications Ltd. Berlín, Alemania.
- Kolb, W. y T. Schwarz. 1986. Zum Klimatisierungseffekt von Pflanzenbeständen auf Dächern, Teil II. *Zeitschrift für Vegetationstechnik* 9.
- Kotze, D.J., S. Venn, J. Niemelä y J. Spence. 2011. *Effects of urbanization on the ecology and evolution of arthropods*. En Urban Ecology Patterns, Processes and Applications. Ed. Oxford University Press. Nueva York, EE.UU.
- Kyrö, K., S. Brenneisen, D.J. Kotze, A. Szallies y M. Gerner. 2018. Local habitat characteristics have a stronger effect than the surrounding urban landscape on beetle communities on green roofs. *Urban Forestry & Urban Greening* 29:122-130.
- Landolt, E. 2001. Orchideen-Wiesen in Wollishofen (Zürich)- ein erstaunliches Relikt aus dem Anfang des 20. Jahrhunderts. *Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich* 146 (2-3):41-51.

- Lavelle, P., T. Decaëns, M. Aubert, S. Barot, M. Blouin, F. Bureau, P. Margerie, P. Mora y J.P. Rossi. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology* 42(1): S3-S15.
- Levine, J.M. 2000. Species Diversity and Biological Invasions: Relating Local Process to Community Pattern. *Science* 288:852-854.
- Lot, A. y Z. Cano-Santana. 2009. *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México.
- MacArthur, R.H. y E.O. Wilson. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17(4):373-387.
- MacIvor, J.S. y J. Lundholm. 2011. Insect species composition and diversity on intensive green roofs and adjacent level-ground habitats. *Urban Ecosystems* 14:225-241.
- MacIvor, J.S. y K. Ksiazek. 2015. Invertebrates on green roofs. En: Sutton, R.K. Green Roof Ecosystems. Ed. Springer. *Ecological Studies* 223:333-355.
- MacIvor, J.S., L. Margolis, M. Perotto y J.A.P. Drake. 2016. Air temperature cooling by extensive green roofs in Toronto, Canada. *Ecological Engineering* 95:36-42.
- Madre, F., A. Vergnes, N. Machon y P. Clergeau. 2013. A comparison of 3 types of green roof as habitat for arthropods. *Ecological Engineering* 57:109-117.
- Madre, F., A. Vergnes, N. Machon y P. Clergeau. 2014. Green roofs as habitats for wild plant species in urban landscapes: First insights from a large-scale sampling. *Landscape and Urban Planning*. 122:100-107.
- Magurran, A.E. 2004. Measuring Biological Diversity. Ed. Blackwell Science Ltd. Massachusetts, EE.UU.
- Majka, C.G. y J.S. MacIvor. 2009. *Otiorhynchus porcatus* (Coleoptera: Curculionidae): A European root weevil newly discovered in the Canadian Maritime Provinces. *Journal of the Acadian Entomological Society* 5:27-31.
- Matsuoka. 2010. Student performance and high school landscapes: Examining the links. *Landscape and Urban Planning* 97(4):273-282.
- Mayrand, F. y P. Clergeau. 2018. Green Roofs and Green Walls for Biodiversity Conservation: A Contribution to Urban Connectivity? *Sustainability* 10(985): doi:10.3390/su10040985.
- McCleery, R. 2010. Urban Mammals. En: Urban Ecosystem Ecology. Agronomy Monographs 55. ASA, CSSA, SSSA. Madison, Wisconsin, EE.UU.
- McIntyre, N.E. 2000. Ecology of urban arthropods: a review and a call to action. *Annals of the Entomological Society of America* 93(4):825-835.
- McIntyre, N.E., J. Rango, W.F. Fagan y S.H. Faeth. 2001. Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. *Landscape and Urban Planning* 52(4):257-274.
- McKinney, M.L. 2002. Urbanization, biodiversity and conservation. *BioScience* 52(10):883-890.
- McKinney, M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127(3):247-260.

- Meineke, E.K., R.R. Dunn, J.O. Sexton y S.D. Frank. 2013. Urban Warming Drives Insect Pest Abundance on Street Trees. *PLOS One* 8(3): e59687.
- Menta, C., F.D. Conti y S. Pinto. 2018. Microarthropods biodiversity in natural, seminatural and cultivated soils-QBS-ar approach. *Applied Soil Ecology* 123:740-743.
- Miller, J.R. 2005. Biodiversity conservation and the extinction of experience. *Trends in Ecology and Evolution* 20(8):430-434.
- Morisita, M. 1959. *Measuring of the dispersion and analysis of distribution patterns*. Memoires of the Faculty of Science. Kyushu University, Series E. Biology 2:215-235.
- NAS. 2019a. Pinzón mexicano. *Haemorhous mexicanus*. National Audubon Society. Sitio electrónico: <https://www.audubon.org/es/guia-de-aves/ave/pinzon-mexicano>. Consultado el 1 de mayo de 2019.
- NAS. 2019b. Saltapared Cola Larga. *Thryomanes bewickii*. National Audubon Society. Sitio electrónico: <https://www.audubon.org/es/guia-de-aves/ave/saltapared-cola-larga>. Consultado el 12 de mayo de 2019.
- Norton, B.A., A.M. Coutts, S.J. Livesley, R.J. Harris, A.M. Hunter y N.S.G. Williams. 2015. Planning for cooler cities: A framework to prioritise green infrastructure to mitigate high temperatures in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning* 134:127-138.
- Oberndorfer, E., J. Lundholm, B. Bass, R. R. Coffman, H. Doshi, N. Dunnett, S. Gaffin, M. Köhler, K. K. Y. Liu y B. Rowe. 2007. Green roofs as urban ecosystems: ecological structures, functions and services. *BioScience* 57(10):823-833.
- Ojala, R. y Huhta, V. 2001. Dispersal of microarthropods in forest soil. *Pedobiologia* 45(5):443-450.
- Ojeda, T.L. y L. Tovar P. 2016. El análisis espacial como una herramienta para el estudio del transporte de carga urbano. *XII Congreso de Ingeniería del Transporte*. Universidad Politécnica de Valencia. DOI: <http://dx.doi.org/10.4995/CIT2016.2016.4125>.
- Palacios-Vargas, J.G. y B.E Mejía-Recamier. 2007. *Técnicas de colecta, montaje y preservación de microartrópodos edáficos*. Ed. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- Palacios-Vargas, J.G. 2014. Biodiversidad de collembola (Hexapoda: Entognatha) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85:220-231.
- PAOT, 2020. Áreas verdes (en suelo Urbano). En: <http://centro.paot.org.mx/index.php/tematico/areas-verdes>. Consultado el 20 de enero del 2020.
- Pauleit, S., E. Andersson, B. Anton, A. Buijs, D. Haase, R. Hansen, I. Kowarik, A.S. Olafsson y S. Van der Jagt. 2019. Urban Green Infrastructure – connecting people and nature for sustainable cities. *Urban Forestry & Urban Greening* 40:1-3.
- Parkins, K.L. y J.A. Clark. 2015. Green roofs provide habitat for urban bats. *Global Ecology and Conservation* 4:349-357.
- Pearce, H. y C.L. Walters. 2012. Do Green roofs provide habitat for bats in urban areas? *Acta Chiropterologica* 14(2):469-478.

- Pearson, K. 1900. X. On the criterion that a given system of deviations from the probable in the case of a correlated system of variables is such that it can be reasonably supposed to have arisen from random sampling, *The London, Edinburgh, and Dublin Philosophical Magazine and Journal of Science* 50:157-175, DOI: 10.1080/14786440009463897.
- Pérez, T.M., C. Guzmán-Cornejo, G. Montiel-Parra, R. Paredes-León y G. Rivas. 2014. Biodiversidad de ácaros en México. *Revista mexicana de biodiversidad* 85:399-407.
- Porsche, U y M. Köhler. 2003. *Life cycle costs of green roofs: A comparison of Germany, USA, and Brazil*. Proceedings of the World Climate and Energy Event; 1–5 December 2003. Río de Janeiro, Brazil.
- Pyle, R.M. 1978. The extinction of experience. *Horticulture* 56:64–67.
- Pyle, R.M. 2003. Nature matrix: reconnecting people and nature. *Oryx* 37(2):206-214.
- Rahman, S.R. y H. Ahmad. 2012. Green roofs as urban antidote: A review on aesthetic environmental, economic and social benefits. *South East Asia Technical University Conference Proceeding* 6:93-97.
- Ramos, J. 1984. Urbanización y mercados de trabajo. *Revista de la CEPAL* 24:63-81.
- Rayner, J.P., C. Farrell, K.J. Raynor, S.M. Murphy y N.S.G. Williams. 2016. Plant establishment on a green roof under extreme hot and dry conditions: The importance of leaf succulence in plant selection. *Urban Forestry & Urban Greening* 15:6-14.
- Razo-González, M., G. Castaño-Meneses, A. Callejas-Chavero, D. Pérez-Velázquez y J.G. Palacios-Vargas. 2014. Temporal variations of soil arthropods community structure in El Pedregal de San Ángel Ecological Reserve, Mexico City, Mexico. *Applied Soil Ecology* 83:88-94.
- Razzaghamanesh, M., S. Beecham y F. Kazemi. 2014. The growth and survival of plants in urban green roofs in a dry climate. *Science of the Total Environment* 476-477:288-297.
- Recher, H.F., J.D. Majer y S. Ganesh. 1996. Seasonality of canopy invertebrate communities in eucalypt forests of eastern and western Australia. *Australian Journal of Ecology* 21:64-80.
- Ricklefs, R.E. 2010. *Dynamics of Colonization and Extinction on Islands*. En: Losos y Ricklefs. The theory of island biogeography revisited. Princeton University Press. Princeton, EE.UU.
- Rivera Hernández, J.E. y A. Espinosa Henze. 2007. *Flora y Vegetación del Distrito Federal*. En: Luna-Vega, I.; J.J. Morrone y D. Espinosa-Organista (Eds.) Biodiversidad de la Faja Volcánica Transmexicana. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) – Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio). México, D.F., México.
- Rivera-Hernández, J.E. y A. Espinosa-Henze. 2011. Nueva información sobre registros recientes de las familias Meliaceae, Poaceae y Viscaceae en la flora fanerogámica del Distrito Federal, México. *Revista Científica UDO Agrícola* 11(1):83-88.
- RStudio Team .2016. *RStudio: Integrated Development for R*. RStudio, Inc. Boston, EE.UU.
- Rumble, H. y A.C. Gange. 2013. Soil microarthropod community dynamics in extensive green roofs. *Ecological Engineering* 57:197-204.
- Rumble, H., P. Finch y A.C. Gange. 2018. Green roof soil organisms: Anthropogenic assemblage or natural communities? *Applied Soil Ecology* 126:11-20.

- Russo, A. y G.T. Cirella. 2018. Modern Compact Cities: How Much Greenery Do We Need? *International Journal of Environmental Research and Public Health*. doi:10.3390/ijerph15102180
- Rzedowski, G.C. y J. Rzedowski. 2005. *Flora fanerogámica del Valle de México*. 2ª ed. Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Michoacán, México. 1406 pp.
- Sabais, A.C.W., S. Scheu y N. Eisenhauer. 2011. Plant species richness drives the density and diversity of Collembola in temperate grassland. *Acta Oecologica* 37(3):195-202.
- Salmon, E. 2000. Kincentric ecology: Indigenous perceptions of the human-nature relationship. *Ecological Applications* 10(5):1327-1332.
- Saebo, A., T. Benedikz y T.B. Randrup. 2003. Selection of trees for urban forestry in the Nordic countries. *Urban Forestry & Urban Greening* 2(2): 101-114.
- Sánchez-Bayo, F. y K.A.G. Wyckhuys. 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation* 232:8-27.
- Satterthwaite, D., G. McGranahan y C. Tacoli. 2010. Urbanization and its implications for food and farming. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365:2809-2820. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0136>.
- Savard, J.P.L., P. Clergeau y G. Mennechez. 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 48:131-142.
- Schäffer, S., S. Koblmüller, T. Pfingstl, C. Sturmbauer y G. Krisper, 2010. Contrasting mitochondrial DNA diversity estimates in Austrian *Scutovertex minutus* and *S. sculptus* (Acari, Oribatida, Brachypylina, Scutoverticidae). *Pedobiologia* 53(3):203–211.
- Schindler, B.Y., A.B. Griffith y K.N. Jones. 2011. Factors influencing arthropod diversity on green roofs. *Cities and the Environment* 4(1):1-20.
- Schneider, K., S. Migge, R.A. Norton, S. Scheu, R. Langel, A. Reineking y M. Maraun. 2004. Trophic niche differentiation in soil microarthropods (Oribatida, Acari): evidence from stable isotope ratios (¹⁵N/¹⁴N). *Soil Biology and Biochemistry* 36(11):1769-1774.
- Schneider, A., M.A. Friedl y D. Potere. 2009. A new map of global urban extent from MODIS satellite data. *Environmental Research Letters* 4:044003.
- Schrader, S. y M. Böning. 2006. Soil formation on green roofs and its contribution to urban biodiversity with emphasis on collembolans. *Pedobiologia* 50:347-356.
- Sjöman, H., J. Morgenroth, J.D. Sjöman y A. Sæbø. 2016. Diversification of the urban forest. Can we afford to exclude exotic tree species? *Urban Forestry & Urban Greening* 18:237-241.
- SMA-GDF. 2009. Secretaría de Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal. Dirección de Reforestación Urbana, Parques y Ciclovías. Disponible en: www.sma.df.gob.mx.
- Smith, M.C. y M.I. Palmer. 2010. Restoring native plant and pollinator communities on New York City green roofs. *Green Infrastructure and Urban Ecology: A Research Symposium, March 5-6, 2010*.
- Srivastava, D.S. y J.H. Lawton. 1998. Why more productive sites have more species: an experimental test of theory using tree-hole communities. *The American Naturalist* 152(4):510-529.

- Steck, A., S. Morgan, W. Retzlaff, J.B. Williams. 2015. Insect communities on green roofs that are close in proximity but vary in age and plant coverage. *Journal of Living Architecture*. 2(1):1-11.
- Stein, B.A., L.S. Kutner y J.S. Adams (eds.). 2000. Precious Heritage. The status of biodiversity in the United States. Ed. Oxford University Press. Nueva York, EE.UU.
- Sutton, R.K., J.A. Harrington, L. Skabelund, P. MacDonagh, R.R. Coffman y G. Koh. 2012. Prairie-based green roofs: literature, templates, and analogs. *Journal of Green Building* 7(1):143-172.
- Sutton, R.K. 2014. Aesthetics for Green roofs and Green walls. *Landscape Architecture Program: Faculty Scholarship and Creative Activity* 9:1-19.
- Tallamy, D.W. 2009. A call for backyard biodiversity. *American Forest*, Autumn: 24-31.
- Tonietto, R., J. Fant, J. Ascher, K. Ellis, y D. Larkin. 2011. A comparison of bee communities of Chicago green roofs, parks and prairies. *Landscape and Urban Planning* 103:102-108.
- Tzoulas K., K. Korpela, S. Venn, V. Yli-Pelkonen, A. Kaźmierczak, J. Niemela y P. James. 2007. Promoting ecosystem and human health in urban areas using green infrastructure: a literature review. *Landscape and Urban Planning* 81:167-178.
- Ulrich, R.S. 1984. View through a window may influence recovery from surgery. *Science* 224(4647):420-421.
- UN-DESA. 2019. *World Urbanization Prospects 2018. Highlights*. Organización de las Naciones Unidas, Departamento de Asuntos Económicos y Sociales. Nueva York, EE.UU.
- Uribe-Peña, Z., A. Ramírez-Bautista y G. Casas-Andreu. 1999. *Anfibios y reptiles de las serranías del Distrito Federal*. Cuadernos 32. Instituto de Biología, UNAM. México D.F., México.
- Wasowski, A. y S. Wasowski. 2002. *The Landscaping Revolution*. Ed. McGraw-Hill. Chicago, EE.UU.
- White, E.V. y B. Gatersleben. 2011. Greenery on residential buildings: Does it affect preferences and perception of beauty? *Journal of Environmental Psychology* 31:89-98.
- Williams, N.S.G., J. Lundholm y J.S. MacIvor. 2014. Do green roofs help urban biodiversity conservation? *Journal of Applied Ecology* 51:1643-1649.
- Winsome, T. 2005. Fauna. En: Hillel, D. 2005. *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Academic Press. Columbia University. Nueva York, EE.UU.
- VanWoert N.D., D.B. Rowe, J.A. Andresen, C.L. Rugh, R.T. Fernández y L. Xiao. 2005. Green roof stormwater retention: effects of roof surface, slope and media depth. *Journal of Environmental Quality* 34(3):1036-1044.
- Vogt, C.A., C. Kho y A. Sia. 2017. Urban greening and its role in fostering human well-being. En Tan, P.Y. y C.Y. Jim (eds.). *Greening Cities: Forms and Functions*. Advances in 21st Century Human Settlements. Springer Nature Singapore Pte. Lte.

ANEXOS

ANEXO 1. Datos Meteorológicos de las estaciones en los sitios JB y CIC y de la estación en la E.N.P. 4.

Mes	Temp. Max. (°C)			Temp. Med. (°C)			Temp. Min. (°C)			Precip. (mm)			HR Max. (%)			HR Med. (%)			HR Min. (%)			
	JB	CIC	ASF	JB	CIC	ASF	JB	CIC	ASF	JB	CIC	ASF	JB	CIC	ASF	JB	CIC	ASF	JB	CIC	ASF	
2017	Ago	25.67	27.19	27.2	16.97	17.73	18.44	12.05	12.17	13.3	210.8	202	128.8	100	100	98	82.34	78.65	72.2	40.4	34.5	29
	Sep	26.70	27.58	26.2	16.51	17.23	17.46	5.87	7.22	10.2	205.4	173.2	74.2	100	100	98	82.59	79.02	75.82	20.5	19	17
	Oct	25.45	26.50	25.2	15.72	16.45	16.88	3.64	5.85	8.2	69.8	84.6	54.2	100	100	98	75.9	72.33	69.02	27.9	24.9	26
	Nov	26.48	27.11	24.8	13.81	14.36	15.67	0.38	2.53	5.65	2.4	4.8	27.1	100	100	93	60.86	59.25	59.92	15.2	13.9	18
	Dic	25.04	24.65	24.4	11.91	12.28	14.46	-2.63	-0.45	3.1	0	0	0	95.7	94.1	88	59.43	57.84	50.82	12.3	12	10
2018	Ene	24.85	25.04	24.2	11.18	11.80	13.07	-2.51	0.16	2.1	13.4	16.6	8.4	98.6	96.9	90	61.77	59.12	56.39	11.2	10.7	9
	Feb	26.60	27.41	26.4	15.34	15.98	16.87	3.46	4.48	8.6	1.6	1.4	3.8	99.6	97.6	92	60.31	58.43	55.6	19.7	18.9	16
	Mar	29.09	30.09	28.3	17.28	17.96	18.94	4.77	6.94	9.6	18.41	13.6	10.6	96.2	95.2	86	53.21	51.51	47.35	8.2	8	7
	Abr	28.77	29.44	27.3	17.39	18.07	18.86	6.59	8.02	11.2	18.08	35.2	23.2	100	100	91	59.37	57.25	53.53	15	14	13
	May	32.1	33.40	31.3	18.72	19.48	19.9	7.12	9.88	12.3	61.29	51.8	67.4	100	100	95	58.61	55.89	53.94	10	10.3	9
	Jun	30.34	31.26	28.8	17.69	18.43	18.34	9.39	10.79	12.7	126.4	20.4	117	100	100	99	73.88	70.76	70.55	15.3	15.1	14
	Jul	27.8	29.07	27.8	16.55	17.14	18.13	8.49	10.03	12.3	143.8	22.44	64.2	100	100	96	74.58	71.47	67.89	29.3	28.99	27

ANEXO 2. Listados taxonómicos de especies vegetales (APG IV)

Especies primarias

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	JB	CIC	ASF
ASTERALES					
	Asteraceae	<i>Cosmos bipinnatus</i> Cav.	✓	✓	✓
		<i>Dahlia sorensenii</i> H.V. Hansen & Hjert.	✓	✓	✓
		<i>Montanoa tomentosa</i> Cerv.		✓	
		<i>Pittocaulon praecox</i> (Cav.) H. Rob. & Brettell	✓	✓	✓
		<i>Viguiera trachyphylla</i> S.F. Blake			✓
GENTIANALES					
	Apocynaceae	<i>Asclepias linaria</i> Cav.		✓	✓
		<i>Plumeria rubra</i> L.		✓	
LAMIALES					
	Acanthaceae	<i>Justicia spicigera</i> Schldl.		✓	
	Lamiaceae	<i>Salvia mexicana</i> L.		✓	
	Scrophulariaceae	<i>Buddleja cordata</i> Kunth.		✓	
		<i>Leucophyllum ambiguum</i> Bonpl.		✓	
	Verbenaceae	<i>Aloysia citrodora</i> Paláu		✓	
SOLANALES					
	Solanaceae	<i>Cestrum</i> sp.		✓	
CARYOPHYLLALES					
	Cactaceae	<i>Echinocactus grusonii</i> Hildm.			✓
		<i>Echinocereus delaetii</i> (Gürke) Gürke	✓		
		<i>Mammillaria haageana</i> ssp. <i>san-angelensis</i> (Sánchez-Mej.) D.R. Hunt		✓	
		<i>Mammillaria magnimamma</i> Haw.	✓		
		<i>Opuntia ficus-indica</i> (L.) Mill.	✓		✓
		<i>Opuntia hyptiacantha</i> F.A.C. Weber			✓
		<i>Opuntia joconostle</i> F.A.C. Weber ex Diguet	✓	✓	✓
		<i>Opuntia robusta</i> H.L. Wendl. ex Pfeiff.	✓		
		<i>Opuntia streptacantha</i> Lem.	✓		✓
		<i>Opuntia tomentosa</i> Salm-Dyck	✓	✓	✓
		<i>Opuntia</i> sp.			✓
ASPARAGALES					
	Asparagaceae	<i>Agave americana</i> L.	✓		
		<i>Agave angustifolia</i> Haw.			✓
		<i>Agave angustifolia variegata</i> Trel.			✓
		<i>Agave applanata</i> Lem. ex Jacobi	✓		
		<i>Agave attenuata</i> Salm-Dyck			✓
		<i>Agave bracteosa</i> S. Watson ex Engelm.		✓	
		<i>Agave celsii</i> var. <i>albicans</i> (Jacobi) Gentry	✓		✓
		<i>Agave cupreata</i> Trel. & A. Berger			✓
		<i>Agave desmetiana</i> Jacobi			✓

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	JB	CIC	ASF
		<i>Agave difformis</i> A. Berger	✓		
		<i>Agave filifera</i> Salm-Dyck	✓		
		<i>Agave guiengola</i> Gentry	✓		
		<i>Agave horrida</i> Lem. ex Jacobi	✓		
		<i>Agave inaequidens</i> K. Koch		✓	
		<i>Agave lecheguilla</i> Torr.			✓
		<i>Agave lophantha</i> Schiede ex Kunth	✓		
		<i>Agave macroacantha</i> Zucc.		✓	
		<i>Agave marmorata</i> Roezl.	✓		
		<i>Agave mitis</i> Salm-Dyck	✓		✓
		<i>Agave montana</i> Villareal	✓		
		<i>Agave potatorum</i> Zucc.			✓
		<i>Agave salmiana</i> Otto ex Salm-Dyck	✓		
		<i>Agave</i> sp. 1			✓
		<i>Agave</i> sp. 2			✓
		<i>Agave</i> sp. 3			✓
		<i>Agave striata</i> Zucc.		✓	
		<i>Agave stricta</i> Salm-Dyck			✓
		<i>Agave vilmoriniana</i> A. Berger	✓		
		<i>Agave weberi</i> F. Cels ex J. Poiss.			✓
		<i>Beaucarnea recurvata</i> Lem.	✓		✓
		<i>Dasyllirion longissimum</i> Lem.			✓
		<i>Furcraea parmentieri</i> (Roezl ex Ortgies) García-Mend.	✓		
		<i>Furcraea</i> sp.	✓		
		<i>Manfreda scabra</i> (Ortega) McVaugh	✓	✓	
	Iridaceae	<i>Tigridia pavonia</i> (L. f.) DC.		✓	
POALES					
	Poaceae	<i>Muhlenbergia robusta</i> (E. Fourn.) Hitchc.		✓	
		<i>Zea mays</i> L.			✓
MALPIGHIALES					
	Euphorbiaceae	<i>Euphorbia antisiphilitica</i> Zucc.	✓		
	Malpighiaceae	<i>Galphimia glauca</i> Cav.		✓	
MYRTALES					
	Lythraceae	<i>Cuphea jorullensis</i> Kunth.		✓	
SAPINDALES					
	Anacardiaceae	<i>Rhus standleyi</i> F.A. Barkley		✓	
	Sapindaceae	<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.		✓	
SAXIFRAGALES					
	Crassulaceae	<i>Echeveria altamirae</i>			✓
		<i>Echeveria agavoides</i> Lem.	✓	✓	✓
		<i>Echeveria coccinea</i> (Cav.) DC.			✓
		<i>Echeveria colorata</i> E. Walther			✓
		<i>Echeveria elegans</i> Rose		✓	✓

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	JB	CIC	ASF
		<i>Echeveria elegans X pachyphytum</i>			✓
		<i>Echeveria fimbriata</i> C.H. Thomps.			✓
		<i>Echeveria gibbiflora</i> Lindl.	✓	✓	✓
		<i>Echeveria gracilis</i> Rose ex E. Walther			✓
		<i>Echeveria nodulosa</i> (Baker) Otto			✓
		<i>Echeveria pulidonis</i> E. Walther			✓
		<i>Echeveria secunda</i> Booth ex Lindl.		✓	✓
		<i>Echeveria tencho</i> Moran & C.H. Uhl			✓
		<i>Echeveria walpoleana</i> Rose			✓
		<i>Graptopetalum paraguayense</i> (N.E. Br.) E. Walther	✓	✓	✓
		<i>Graptosedum darley</i>		✓	✓
		<i>Graptosedum verahiggins</i>			✓
		<i>Sedum alantoides</i> Rose		✓	
		<i>Sedum dendroideum</i> DC.	✓	✓	✓
		<i>Sedum moranense</i> Kunth.	✓	✓	✓
		<i>Sedum oxypetalum</i> Kunth		✓	
		<i>Sedum pachyphyllum</i> Rose	✓	✓	✓
		<i>Sedum reflexum</i> L.	✓	✓	
		<i>Sedum rubrotinctum</i> R.T. Clausen	✓	✓	✓
		<i>Sedum stahlii</i> Solms	✓		✓

Especies secundarias.

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	JB	CIC	ASF
CUPRESSALES					
	Cupressaceae	<i>Cupressus lusitanica</i> Mill.			✓
ASTERALES					
	Asteraceae	<i>Ambrosia</i> sp.			✓
		<i>Asteraceae</i> sp. 1	✓		
		<i>Asteraceae</i> sp. 2		✓	
		<i>Asteraceae</i> sp. 3		✓	✓
		<i>Asteraceae</i> sp. 4			✓
		<i>Asteraceae</i> sp. 5			✓
		<i>Asteraceae</i> sp. 6			✓
		<i>Asteraceae</i> sp. 7			✓
		<i>Asteraceae</i> sp. 8			✓
		<i>Baccharis salicifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.		✓	
		<i>Bidens bigelovii</i> A. Gray	✓		
		<i>Bidens odorata</i> Cav.	✓		
		<i>Bidens</i> sp. 1	✓		
		<i>Bidens</i> sp. 2	✓		

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	JB	CIC	ASF
		<i>Bidens</i> sp. 3	✓		
		<i>Bidens</i> sp. 4		✓	
		<i>Cotula australis</i> (Sieber ex Spreng.) Hook. f.			✓
		<i>Dahlia campanulata</i> Saar, P.D. Sørensen & Hjert.	✓		
		<i>Dahlia coccinea</i> Cav.	✓		
		<i>Dahlia</i> sp.		✓	
		<i>Dyssodia tagetiflora</i> Lag.			✓
		<i>Gnaphalium</i> sp.			✓
		<i>Jaegeria hirta</i> (Lag.) Less.	✓		
		<i>Senecio</i> sp.			✓
		<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill			✓
		<i>Sonchus oleraceus</i> L.		✓	✓
		<i>Sonchus</i> sp.			✓
		<i>Tagetes lunulata</i> Ortega	✓		
		<i>Tagetes micrantha</i> Cav.	✓		
		<i>Taraxacum officinale</i> F.H. Wigg.		✓	✓
DIPSACALES					
	Caprifoliaceae	<i>Caprifoliaceae</i> sp.		✓	
ERICALES					
	Fabaceae	<i>Crotalaria pumila</i> Ortega	✓		
		<i>Dalea leporina</i> (Aiton) Bullock	✓		
		Fabaceae sp. 1	✓		
		Fabaceae sp. 2	✓		
		Fabaceae sp. 3	✓		
		Fabaceae sp. 4	✓		
		Fabaceae sp. 5			✓
		<i>Medicago polymorpha</i> L.	✓	✓	✓
		<i>Phaseolus leptostachyus</i> Benth.	✓		
		<i>Phaseolus vulgaris</i> L.	✓		
		<i>Phaseolus</i> sp. 1	✓		
		<i>Phaseolus</i> sp. 2	✓		
		<i>Phaseolus</i> sp. 3		✓	✓
		<i>Phaseolus coccineus</i> L.			✓
		Leguminosa sp. 1	✓	✓	
		Leguminosa sp. 2	✓		
		Leguminosa sp. 3	✓		
		Leguminosa sp. 4	✓		
	Primulaceae	<i>Anagallis</i> sp.			✓
GENTIANALES					
	Rubiaceae	<i>Bouvardia ternifolia</i> (Cav.) Schldl.		✓	
LAMIALES					
	Acanthaceae	Acanthaceae sp.		✓	
		<i>Ruellia simplex</i> C. Wright		✓	

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	JB	CIC	ASF
	Lamiaceae	<i>Agastache mexicana</i> (Kunth) Lint & Epling		✓	
		Lamiaceae sp. 1		✓	
		Lamiaceae sp. 2		✓	
	Oleaceae	<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh.		✓	
		Oleaceae sp. 1		✓	
		Oleaceae sp. 2		✓	
	Plantaginaceae	<i>Mecardonia procumbens</i> (Mill.) Small	✓	✓	✓
		<i>Veronica</i> sp. 1			✓
		<i>Veronica</i> sp. 2			✓
		<i>Veronica</i> sp. 3			✓
		<i>Veronica</i> sp. 4			✓
	Verbenaceae	Verbenaceae sp. 1		✓	
		Verbenaceae sp. 2			✓
SOLANALES					
	Convolvulaceae	Convolvulaceae sp. 1	✓		
		Convolvulaceae sp. 2	✓		
		Convolvulaceae sp. 3		✓	
		<i>Ipomoea carnea</i> Jacq.		✓	
		<i>Ipomoea dumetorum</i> Willd.	✓		
		<i>Ipomoea purpurea</i> (L.) Roth	✓		
		<i>Ipomoea</i> sp. 1	✓		
		<i>Ipomoea</i> sp. 2	✓	✓	✓
		<i>Ipomoea</i> sp. 3			✓
	Hydrophyllaceae	Hydrophyllaceae sp.			✓
CARYOPHYLLALES					
	Amaranthaceae	<i>Amaranthus hybridus</i> L.		✓	✓
		<i>Chenopodium murale</i> L.			✓
		Amaranthaceae sp. 1			✓
		Amaranthaceae sp. 2			✓
	Cactaceae	<i>Cylindropuntia tunicata</i> (Lehm.) F.M. Knuth	✓		
	Caryophyllaceae	Caryophyllaceae sp. 1	✓		
		Caryophyllaceae sp. 2			✓
		Caryophyllaceae sp. 3			✓
	Polygonaceae	<i>Rumex</i> sp.		✓	
	Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i> L.		✓	✓
ASPARAGALES					
	Iridaceae	Iridaceae sp.			✓
	Orchidaceae	<i>Malaxis</i> sp.	✓		
COMMELINALES					
	Commelinaceae	<i>Commelina tuberosa</i> L.	✓		
		<i>Commelina</i> sp.	✓		
DIOSCOREALES					
	Dioscoreaceae	<i>Dioscorea galeottiana</i> Kunth	✓		

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	JB	CIC	ASF
POALES					
	Cyperaceae	<i>Cyperus esculentus</i> L.	✓		
		Cyperaceae sp. 1	✓		
		Cyperaceae sp. 2	✓		
	Poaceae	Poaceae sp. 1	✓	✓	✓
		Poaceae sp. 2	✓		
		Poaceae sp. 3	✓		
		Poaceae sp. 4	✓		
		Poaceae sp. 5	✓		✓
		Poaceae sp. 6		✓	✓
		Poaceae sp. 7		✓	
		Poaceae sp. 8		✓	
		Poaceae sp. 9		✓	✓
		Poaceae sp. 10		✓	
		Poaceae sp. 11			✓
		Poaceae sp. 12			✓
		Poaceae sp. 13			✓
		Poaceae sp. 14			✓
		Poaceae sp. 15			✓
		Poaceae sp. 16			✓
PIPERALES					
	Piperaceae	<i>Piper auritum</i> Kunth		✓	
MALPIGHIALES					
	Euphorbiaceae	<i>Acalypha</i> sp. 1		✓	
		<i>Acalypha</i> sp. 2			✓
		<i>Euphorbia calyculata</i> Kunth	✓		
		<i>Euphorbia hirta</i> L.		✓	
		<i>Euphorbia indivisa</i> (Engelm.) Tidestr.		✓	
		<i>Euphorbia peplus</i> L.		✓	✓
		<i>Euphorbia</i> sp. 1	✓	✓	
		<i>Euphorbia</i> sp. 2		✓	
		<i>Euphorbia</i> sp. 3		✓	
		<i>Euphorbia</i> sp. 4		✓	
		<i>Euphorbia</i> sp. 5		✓	
		<i>Euphorbia</i> sp. 6			✓
	Violaceae	Violaceae sp.			✓
MALVALES					
	Malvaceae	Malvaceae sp. 1		✓	
		Malvaceae sp. 2		✓	✓
MYRTALES					
	Onagraceae	<i>Lopezia racemosa</i> Cav.	✓	✓	
		<i>Oenothera rosea</i> L'Hér. ex Aiton		✓	
		<i>Oenothera</i> sp.		✓	

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	JB	CIC	ASF
OXALIDALES					
	Oxalidaceae	<i>Oxalis divergens</i> Benth. ex Lindl.	✓		
		<i>Oxalis corniculata</i> L.		✓	✓
		<i>Oxalis lunulata</i> Zucc.	✓	✓	✓
		<i>Oxalis tetraphylla</i> Cav.	✓	✓	
ROSALES					
	Rosaceae	<i>Cotoneaster pannosi</i> Flinck & B. Hylmö		✓	✓
		<i>Fragaria</i> sp.			✓
SAPINDALES					
	Burseraceae	<i>Bursera cuneata</i> (Schltdl.) Engl.	✓		
ZYGOPHYLLALES					
	Zygophyllaceae	Zygophyllaceae sp. 1		✓	
		Zygophyllaceae sp. 2		✓	
SAXIFRAGALES					
	Crassulaceae	<i>Kalanchoe delagoensis</i> Eckl. & Zeyh.	✓		
POLYPODIALES					
	Polypodiaceae	<i>Phlebodium araneosum</i> (M. Martens & Galeotti) Mickel & Beitel	✓		
		<i>Polypodium plebeium</i> Schltdl. & Cham.	✓		
	Pteridaceae	<i>Astrolepis sinuata</i> (Lag. ex Sw.) D.M. Benham & Windham	✓		
		<i>Gaga kaulfussii</i> (Kunze) F.W. Li & Windham	✓		
		<i>Pellaea ternifolia</i> (Cav.) Link	✓		

ANEXO 3. Listado taxonómico de especies de vertebrados

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	JB		CIC		ASF	
			Muestreo	Fototrampa	Muestreo	Fototrampa	Muestreo	Fototrampa
APODIFORMES								
	Trochilidae	<i>Amazilia beryllina</i> Deppe	1	0	10	4	3	2
		<i>Cyananthus latirostris</i> Swai.	0	0	0	0	3	0
		<i>Eugenes fulgens</i> Swai.	0	2	0	0	0	0
		<i>Lampornis clemenciae</i> Less.	0	0	9	0	11	3
COLUMBIFORMES								
	Columbidae	<i>Columba livia</i> Gmel.	0	0	0	0	0	135
		<i>Columbina inca</i> Less.	12	1	17	0	12	36
PASSERIFORMES								
	Aegithalidae	<i>Psaltriparus minimus</i> J.K. Town.	0	0	6	14	0	0
	Cardinalidae	<i>Pheucticus ludovicianus</i> L.	0	0	4	6	0	0
		<i>Pheucticus melanocephalus</i> Swai.	0	0	7	16	0	0
	Emberizidae	<i>Aimophila ruficeps</i> Cass.	1	0	0	0	0	0
		<i>Melospiza fusca</i> Swai.	9	11	7	1	0	103
	Fringillidae	<i>Haemorhous mexicanus</i> P.L. Stat.	369	97	39	55	34	422
		<i>Spinus psaltria</i> Say	2	0	0	2	4	4
	Mimidae	<i>Toxostoma curvirostre</i> Swai.	5	14	0	0	10	12
	Parulidae	<i>Setophaga coronata</i> L.	0	0	0	3	0	4
	Passeridae	<i>Passer domesticus</i> L.	0	0	3	23	21	1867
	Thraupidae	<i>Diglossa baritula</i> Wagl.	0	0	0	0	4	0
	Troglodytidae	<i>Thryomanes bewickii</i> Audb.	11	6	13	1	10	64
	Turdidae	<i>Turdus migratorius</i> L.	0	0	6	2	0	19
		<i>Turdus rufopalliatu</i> Lafr.	0	0	4	16	3	0
PICIFORMES								
	Picidae	<i>Picoides scalaris</i> Wagl.	0	0	2	0	0	0
CARNIVORA								
	Procyonidae	<i>Bassariscus astutus</i> Lich.	0	272	0	100	0	0
DIDELPHIMORPHIA								
	Didelphidae	<i>Didelphis virginiana</i> Kerr.	0	24	0	0	0	0
RODENTIA								
	Sciuridae	<i>Sciurus aureogaster</i> F. Cuv.	0	7	3	136	0	0
SQUAMATA								
	Iguanidae	<i>Sceloporus grammicus</i> Wieg.	12	20	12	10	3	0
		<i>Sceloporus torquatus</i> Wieg.	3	18	0	0	0	0

ANEXO 4. Listado taxonómico de morfoespecies de invertebrados edáficos

CLASE	ORDEN	MORFOESPECIE	JB	CIC	ASF
CHELICERATA					
	Araneae	Ara1	19	6	80
		Ara2	19	0	2
		Ara3	9	1	0
		Ara4	3	0	0
		Ara5	2	0	1
		Ara6	2	0	1
		Ara7	0	1	3
		Ara8	1	0	0
		Ara9	1	0	0
		Ara11	1	0	0
		Ara12	1	0	0
		Ara13	1	2	0
		Ara14	0	0	2
		Ara15	0	0	1
		Ara16	0	0	1
		Ara17	0	0	1
	Scorpionida	Sco1	2	0	0
		Sco2	1	0	0
GASTROPODA					
	Pulmonata	Pul1	0	1	0
		Pul2	0	25	0
		Pul3	0	7	0
		Pul4	0	3	3
	Stylommatophora	Sty1	0	0	11
HEXAPODA					
	Blattodea	Bla1	2	0	0
		Bla2	0	1	0
	Coleoptera	Col1	3	0	27
		Col2	3	0	0
		Col3	5	0	4
		Col4	4	6	0
		Col5	47	0	17
		Col6	0	0	1
		Col7	3	0	0
		Col8	1	0	0
		Col9	3	0	0
		Col10	1	0	0
		Col11	2	0	0
		Col12	3	0	0
		Col13	1	0	0
		Col15	0	0	2

CLASE	ORDEN	MORFOESPECIE	JB	CIC	ASF
	Dermaptera	Der1	0	0	14
	Diptera	Dip1	4	0	2
		Dip2	5	0	0
		Dip3	22	0	1
		Dip4	1	0	1
		Dip5	1	0	0
		Dip6	2	0	0
		Dip7	14	1	0
		Dip8	1	0	0
		Dip9	1	0	0
		Dip10	1	0	0
		Dip11	5	0	1
		Dip12	1	0	0
		Dip13	1	0	0
		Dip14	1	0	0
		Dip15	1	0	0
		Dip16	1	0	0
		Dip17	1	0	0
		Dip18	0	1	1
		Dip19	0	1	0
		Dip20	0	1	0
		Dip21	0	1	0
		Dip22	0	0	5
	Hemiptera	Hem1	2	1	0
		Hem2	5	2	0
		Hem3	1	1	0
		Hem4	3	0	0
		Hem5	1	0	0
		Hem6	1	0	0
		Hem7	4	2	4
		Hem8	1	0	0
		Hem9	0	1	0
		Hem10	0	2	0
		Hem11	0	1	0
		Hem12	0	1	0
		Hem13	0	0	7
		Hem14	0	1	0
	Homoptera	Hom1	7	0	1
		Hom2	0	2	0
		Hom3	0	0	1
		Hom4	14	0	0
		Hom5	1	3	2
		Hom6	2	0	0
		Hom7	1	0	0

CLASE	ORDEN	MORFOESPECIE	JB	CIC	ASF
		Hom8	4	0	0
		Hom9	1	3	2
		Hom10	1	0	0
		Hom11	0	1	0
	Hymenoptera	Hym1	2,487	2	0
		Hym2	591	0	190
		Hym3	1	0	0
		Hym4	1	0	0
		Hym5	0	61	0
		Hym6	1	0	0
		Hym7	5	7	2
		Hym8	5	0	0
		Hym9	1	0	0
		Hym10	1	0	0
		Hym11	1	0	0
		Hym12	0	1	0
		Hym13	0	6	0
		Hym14	0	0	4
		Hym15	1	0	0
		Hym16	1	0	0
	Lepidoptera	Lep1	2	0	0
		Lep2	1	0	0
		Lep3	4	0	0
		Lep4	1	0	0
		Lep5	1	0	0
		Lep6	2	0	0
		Lep7	0	1	1
		Lep8	0	0	1
		Lep9	0	0	1
		Lep10	0	0	1
		Lep11	0	0	1
	Neuroptera	Neu1	3	0	0
	Psocoptera	Pso1	13	1	0
	Thysanoptera	Thy1	10	1	3
MALACOSTRACA					
	Isopoda	Iso1	37	0	110
MYRIAPODA					
	Julida	Myr1	93	11	4
	Polydesmida	Myr2	0	0	59
	Scolopendromorpha	Myr3	2	0	2