



**CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y DE ESTUDIOS AVANZADOS DEL
INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL**

Unidad Mérida

Departamento de Ecología Humana

**Efecto de la contaminación lumínica y acústica en la polinización
de *Ceiba pentandra***

Tesis que presenta

Henry Fernando Dzul Cauch

Para obtener el grado de

Maestro en Ciencias

en la Especialidad de Ecología Humana

Director de tesis

Dr. Miguel Ángel Munguía Rosas

Mérida, Yucatán

Octubre, 2021

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencias y Tecnología por otorgarme la beca para poder realizar mis estudios de posgrado. De igual manera al Cinvestav-IPN Unidad Mérida por permitirme desarrollarme académica y personalmente.

En primera instancia agradezco al Dr. Miguel Munguía por la oportunidad de ser parte de su equipo de trabajo, reconozco su calidez humana y profesionalismo. Gracias por la confianza, los conocimientos y grandes aportaciones en mi formación.

A mi comité asesor integrado por la Dra. Julia Fraga, Dr. Carlos Ibarra y al Dr. Romeo Saldaña Vásquez, a quienes admiro por la dedicación en su labor como verdaderos formadores académicos.

Fácil no ha sido el proceso, pero gracias a las ganas de transmitirme sus conocimientos y dedicación que los ha regido, he logrado importantes objetivos como culminar el desarrollo de mi tesis con éxito y obtener una afable titulación profesional.

Hace nueve años decidí encaminarme a la investigación, y por azares de la vida, tuve que pausar mi formación durante 5 años, tiempo que me sirvió para aprender a escuchar, ser empático y humano con las personas. Agradezco a todas esas personitas que en algún momento me apoyaron, me brindaron un consejo, o en su caso una oportunidad laboral.

Muchas gracias a las personas que fueron pieza clave en el trabajo de campo y laboratorio, Freddy Miss y Julia Canul; y por su puesto muchas gracias, Celeste

por orientarme, aclararme mis dudas, y apoyarme siempre que lo necesitaba, pues soy muy preguntón.

De manera muy personal agradecer y dedicar este trabajo a mis padres, gracias por el apoyo emocional, a mis hermanas por siempre estar ahí para mí. Y que este logro sirva como inspiración para que mis sobrinos se motiven, salgan adelante a pesar de las grandes pruebas de la vida; y que a pesar de venir de una comunidad muy rezagada las oportunidades estarán siempre y cuando uno las aproveche, y se liberen de los miedos y prejuicios.

Freddy muchas gracias por todo el apoyo brindado, gracias por ser mi auxiliar de campo, chofer, amigo, profesor, y aquella persona que llegó en un momento crucial, tú me jalaste las orejas cuando pensé en dejar el posgrado, me aconsejaste y me apoyaste. Estoy infinitamente agradecido contigo y sé que estarás aquí siempre para apoyarme, te quiero mucho, te valoro, te admiro.

En memoria de un gran profesor, que aun sigo sin creer que se haya adelantado. A mi profesor José Andrés Trejo Rivero, en donde quiera que este, muchas gracias por esa manera tan única de enseñar, gracias por esos consejos, esas frases tan tajantes para abrirme los ojos, y enseñarme a creer más en mí y tener la frente siempre en alto.

Ninguna cosa vale más que la propia salud, y la familia.

Muchas gracias...

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS.....	i
RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	2
1. INTRODUCCIÓN.....	3
2. OBJETIVOS.....	9
2.1 Objetivo general	9
2.2 Objetivos específicos.....	9
3. HIPÓTESIS.....	9
4. MARCO TEÓRICO.....	10
4.1 Ecología urbana.....	10
4.1.1 El ecosistema urbano como unidad de análisis de la Ecología urbana	11
4.2 Servicios ecosistémicos del ambiente urbano.....	13
4.3 Efecto de la urbanización en la biodiversidad	16
4.4 Servicios ambientales de la fauna urbana.....	19
4.5 Contaminación en las ciudades.....	20
4.6 La contaminación lumínica	22
4.7 La contaminación acústica	25

4.8 Efectos de la contaminación lumínica y acústica en la fauna.....	28
4.9 Efectos de la contaminación lumínica y acústica en las plantas	33
4.10 Efectos de la contaminación lumínica y acústica en las interacciones	
Planta-animal	35
4.1.1 Efectos de la contaminación lumínica y acústica sobre la polinización	
nocturna	37
5. MATERIALES Y MÉTODOS.....	42
5.1 Sitio de estudio.....	42
5.1.1 Fauna urbana de Mérida	43
5.2 Áreas verdes de Mérida	44
5.3 Especie en estudio	44
5.4 Muestreo	46
5.5 Colecta de datos	48
5.6 Contaminación lumínica	50
5.7 Contaminación acústica	52
5.8 Carga de polen y germinación de tubos polínicos.....	52
5.9 Amarre de frutos y semillas.....	53
5.10 Contexto urbano y recursos florales.....	54

5.1.1 Análisis de datos	55
6. RESULTADOS.....	57
6.1 Descripción del sistema de estudio	57
6.2 Efecto de la contaminación lumínica y acústica en la actividad de visita	58
6.3 Deposición y germinación de polen.....	61
6.4 Amarre de frutos y semillas	62
7.. DISCUSIÓN	65
7.1 Efecto de la contaminación lumínica y acústica en los visitantes.....	66
7.2 Efecto de la contaminación lumínica y acústica en la carga de polen y éxito reproductivo.....	69
7.3 Papel de la disponibilidad de recursos en áreas urbanas	70
7.4. Implicaciones para el manejo y conservación	72
8.CONCLUSIONES	74
9. REFERENCIAS.....	76
Anexo 1. Mapa del sitio de estudio y distribución de los árboles de <i>Ceiba</i> <i>pentandra</i> estudiados.....	108
Anexo 2. Protocolo para conteo de carga de polen y tubos polínicos	109
NDICE DE FIGURAS	

Figura 1. . Árboles de *Ceiba pentandra* en la zona de estudio. Nótese que el contrastante número de luminarias y, por lo tanto, de iluminación artificial de cada micrositio en el entorno inmediato de los árboles seleccionados. **A.** Árbol en la colonia Juan pablo II, **B.** Árbol en el Parque Ecológico del Poniente, **C.** Árbol en banqueta del circuito colonias (Tanlum) y **D.** Árbol en el fraccionamiento Residencial Norte Chenkú... 47

Figura 2. Árboles de *Ceiba pentandra* estudiados en floración expuestos a intensa luz artificial nocturna. **A.** Árbol expuesto a luz blanca (LED) y **B.** Árbol expuesto a luz amarilla (sodio de alta presión)..... 48

Figura 3. Técnica de grabación de visitas de polinizadores nocturnos de *Ceiba pentandra*. En la fotografía se muestra la cámara montada en un tripie y el sensor cuántico de luz acoplado a un registrador de datos, sostenido por el autor..... 50

Figura 4. Granos de polen que germinaron y desarrollaron tubos polínicos. **A.** Tubos polínicos teñidos y observados bajo microscopía de fluorescencia (elongación de tubos polínicos) y **B.** Puntos de calosa teñidos en donde se observa la dirección de la elongación del tubo (señalada con línea amarilla)..... 53

Figura 5. **A.** Disposición de los colectores de flores para estimar la producción de flores en arboles de *Ceiba pentandra*. **B.** Acercamiento a colector donde se aprecian los detalles de su estructura. 55

Figura 6. **A.** Actividad de forrajeo de murciélagos del género *Artibeus* en las flores de *Ceiba pentandra* y **B.** Conducta de visita de murciélago del género *Artibeus* a las

flores de *C. pentandra*. Estos murciélagos se posan en la inflorescencia para consumir el néctar. El color amarillo en el pelaje de los murciélagos se debe a polen presuntamente de *C. pentandra*. 58

Figura 7. Relación de la intensidad de sonido con la tasa de visitas de murciélagos sobre las inflorescencias de *Ceiba pentandra*. La pendiente de la línea de tendencia fue estadísticamente diferente de cero ($p < 0.05$).. 59

Figura 8. Relación de la intensidad lumínica (medida en densidad de fotones en la longitud de radiación fotosintética activa [RFA]) con la duración de las visitas de los murciélagos a las flores de *Ceiba pentandra*. La pendiente de la línea de ajuste fue estadísticamente diferente de cero ($p < 0.01$).. 61

Figura 9. Relación de la intensidad lumínica (Medida en densidad de fotones en el espectro de la radiación fotosintética activa [RFA]) con la carga de polen de flores de *Ceiba pentandra* en un medio urbano. La pendiente de la línea de ajuste fue estadísticamente diferente de cero ($p < 0.01$) 62

Figura 10. Efecto de la densidad de fotones en el espectro de la radiación fotosintética activa (RFA) en el amarre de frutos ($p < 0.05$) y de semillas ($p < 0.01$) de *Ceiba pentandra*. Las pendientes de las líneas de ajuste mostradas fueron estadísticamente diferentes de cero..... 63

Figura 11. Relación entre el área total de los remanentes de vegetación en un diámetro de 2 km alrededor de árboles muestreados y el amarre de frutos de *C. pentandra* en un ambiente urbano. La línea de ajuste muestra una pendiente estadísticamente diferente de cero 64

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Resultados de modelos lineales generalizados (GLMs) ajustados para evaluar el efecto de la contaminación lumínica y acústica sobre diferentes componentes de la polinización. La contaminación acústica se midió tanto la intensidad como la frecuencia. Se incluye también el efecto de algunas covariables relacionadas con el contexto urbano del árbol y la disponibilidad de recursos en el contexto más inmediato de cada árbol filmado..	60
---	----

RESUMEN

El crecimiento de la población humana y la urbanización producen efectos adversos sobre la biodiversidad. La contaminación es uno de los principales impulsores de pérdida de biodiversidad urbana. Entre la amplia gama de contaminantes encontrados en la ciudad destaca la contaminación lumínica y acústica por su ubicuidad. Estos contaminantes alteran algunos procesos y servicios ecosistémicos, entre los que figura la polinización. En la ciudad de Mérida, Yucatán, *Ceiba pentandra* es un árbol común en áreas urbanas, su éxito reproductivo depende fuertemente de los murciélagos que la polinizan. Se planteó la hipótesis de que la luz artificial nocturna (LAN) y el ruido urbano (RU) reducen el éxito de la polinización de *C. pentandra* en uno o varios de sus componentes. Para poner a prueba la hipótesis se midieron los componentes más importantes de la polinización (tasa de visita, deposición de polen, amarre de frutos y semillas) en sitios con intensidades contrastantes de LAN y RU. Se seleccionaron 43 árboles y se colectaron 5 flores por individuo para determinar las cargas polínicas y la germinación del polen. Además, se determinó el número de frutos y semillas. Por último, se evaluó la cantidad de área verde y el despliegue floral, mismas que podrían afectar la polinización de *C. pentandra* y se incluyeron como covariables. Se encontró que la LAN afecta negativamente la conducta de visita de los murciélagos a las flores de *C. pentandra*. La LAN también afectó positivamente el éxito reproductivo de *C. pentandra*, favoreciendo el amarre de frutos y semillas. Bajo este contexto se concluye que, a pesar de la disminución de visitas por acción de contaminación lumínica y acústica, ambos contaminantes no limitan la reproducción de *C. pentandra*.

ABSTRACT

The human population growth and urbanization have both, adverse effects on biodiversity. Pollution is one of the main drivers of urban biodiversity loss. Among the wide range of pollutants found in the city, light and noise pollution stands out due to its ubiquity. These pollutants alter some ecosystem processes and services like pollination. In the city of Mérida, Yucatán, *Ceiba pentandra* is a common tree in urban areas, its reproductive success depends heavily on bats that pollinate their flowers. It was hypothesized that artificial light at night (ALAN) and urban noise (UN) reduce the pollination success of *C. pentandra* in one or more of its components. To test this hypothesis, the most important pollination components (pollinator visiting rate, pollen deposition, fruit and seed set) were measured at sites with contrasting ALAN and UN intensities. 43 trees were selected, and 5 flowers were collected per individual to determine pollen loads and pollen germination. In addition, the number of fruits and seeds were counted. Finally, the amount of green area and floral display were evaluated as they could affect the pollination of *C. pentandra* and therefore, these were included as covariables. ALAN and UN negatively affected the behavior of bats visiting *C. pentandra* flowers. ALAN positively effected the reproductive success of the *C. pentandra*, improving fruit and seed set. Under this context, it is concluded that, despite the negative effect of ALAN and UN had on pollinator visits, these pollutants did not limit the reproductive success of *C. pentandra*.

1. INTRODUCCIÓN

La urbanización es un proceso en el que las poblaciones humanas se concentran en regiones de alta densidad. Debido a la aglutinación de diversos servicios (vivienda, servicios públicos, industria), la urbanización provoca cambios radicales en aspectos demográficos, económicos, sociales, culturales y ambientales (Sato y Zenou, 2015). La urbanización es el fenómeno antropogénico con mayor crecimiento en las últimas décadas y es considerado como uno de los mayores impulsores de la pérdida de biodiversidad en el siglo XX (Clergeau *et al.*, 2001; Marzluff, 2001).

El aumento en la densidad poblacional que caracteriza los centros urbanos es el aspecto que provoca mayor presión sobre los recursos naturales, de los cuales dependen tanto la población humana como la misma biodiversidad urbana (Cadenasso *et al.*, 2007, Alberti *et al.*, 2004). La abundancia y diversidad de la biota de las ciudades, difiere significativamente de los ecosistemas naturales (Alberti *et al.*, 2004). Los altos índices de contaminación en las ciudades provocan la pérdida de la biodiversidad urbana; los metales pesados, la luz artificial nocturna (LAN) y el ruido urbano (RU), son algunos ejemplos de contaminantes urbanos (Wirth *et al.*, 2018). Estos dos últimos, generalmente son percibidos por los habitantes de las ciudades como parte del estilo de vida urbano, e incluso, se asocian con el progreso y la seguridad; mientras que sus efectos negativos sobre la biodiversidad urbana son desapercibidos (Longcore y Rich, 2004).

La LAN y RU son componentes ubicuos en las ciudades; Inevitablemente, la urbanización trae consigo un aumento generalizado de luminarias públicas, la

expansión de las redes de transporte, desarrollos residenciales y actividades industriales, mismos que son las principales fuentes de contaminación lumínica y acústica (Hölker *et al.*, 2010). Estos dos tipos de contaminación genera impactos negativos de diversa magnitud en la flora y fauna urbana, así como en las interacciones ecológicas, mismas que son vitales para mantener funciones ecosistémicas y servicios ambientales vitales para el bienestar humano (Hölker *et al.*, 2010; Lobo *et al.*, 2005). Sin embargo, el efecto que tiene LAN y RU sobre los polinizadores nocturnos y las consecuencias en el éxito reproductivo de las plantas en los sitios urbanos es poco conocido, particularmente en plantas polinizadas por murciélagos (Knop *et al.*, 2017).

La LAN y RU inciden directamente sobre el comportamiento (*i.e.* atracción o aversión; Schwartz y Henderson, 1991), orientación, actividad de forrajeo (Domininoni *et al.*, 2014) y capacidad de detección de sus depredadores de los animales nocturnos (Buchanan, 1993; Stone *et al.*, 2015). En plantas, LAN modifica el ritmo circadiano, altera su fenología reproductiva, estado metabólico y puede ocasionar una asincronía con sus polinizadores (Benie *et al.*, 2018). Por lo tanto, puede impactar directamente el éxito reproductivo de la planta afectando su economía energética o, indirectamente, vía efectos negativos en sus polinizadores (Bennie *et al.*, 2018). Por otro lado, el efecto del RU en la polinización ha sido poco estudiado. La escasa información disponible sugiere que los efectos de este contaminante son generalmente indirectos y pueden ser negativos o positivos, dependiendo si los polinizadores encuentran mayor o menor disponibilidad de hábitat y/o riesgo de depredación en sitios con mayor RU (Philips *et al.*, 2021). No

existen antecedentes de estudios del efecto de LAN en polinizadores nocturnos, ni estudios que evalúen el efecto de LAN y RU en conjunto, a pesar de que suelen estar asociadas (Gaston *et al.*, 2013).

El efecto de LAN es más fuerte en organismos nocturnos y, particularmente en los polinizadores, este puede generar un efecto en cascada e impactar el éxito reproductivo de las plantas (Bunkey *et al.*, 2015; Macgregor *et al.*, 2015; Stone *et al.*, 2015; Domer *et al.*, 2021; Wilson *et al.*, 2021). Sin embargo, esta predicción no ha sido probada en especies polinizadas por murciélagos. Los estudios sobre los efectos de LAN y RU realizados en estos organismos se han centrado en murciélagos insectívoros de zonas templadas. En estos estudios se ha identificado que, las especies más pequeñas y con menor capacidad de vuelo, son más afectadas por estos contaminantes (Ávila-Flores y Fenton, 2005; Cravens *et al.*, 2018; Claireau *et al.*, 2019; Cravens y Boyles, 2019; Frank *et al.*, 2019; Haddock *et al.*, 2019). El RU limita la comunicación al interferir los sistemas de ecolocalización o al enmascarar los sonidos de fondo (Domer *et al.*, 2021). Las plantas por su parte no emiten sonidos, por lo que los murciélagos nectarívoros usan otros sentidos para identificar su fuente alimento, tales como la visión y el olfato (Fleming *et al.*, 2009). Estos sentidos también podrían ser afectados por la LAN y RU. Por ejemplo, el exceso de luz artificial nocturna puede modificar el contraste entre el color de fondo y el de la flor; así mismo, las ondas sonoras pueden alterar la dispersión en el aire de señales olfativas usadas por los murciélagos para localizar las plantas en floración (Morris-Drake *et al.*, 2016).

Las interacciones planta-murciélago están restringidas a zonas tropicales y subtropicales, pero tienden a ser altamente especializadas en los trópicos (Munguía-Rosas *et al.*, 2010; Lewanzik y Voigt, 2014). Las plantas polinizadas por murciélagos generalmente presentan sistemas de autoincompatibilidad y baja densidad; por lo tanto, depende de un vector de polen altamente móvil que favorezca el entrecruzamiento (Gribel *et al.*, 1999; Fleming *et al.*, 2009). En contraste con los murciélagos insectívoros, los murciélagos nectarívoros no se benefician de la luz para localizar su alimento; al contrario, esta incrementa el riesgo de depredación (Saldaña-Vázquez y Munguía-Rosas, 2013), por lo que evitan zonas iluminadas (Polak *et al.*, 2011). Las ciudades tienen una morfología compleja y un equipamiento que producen un mosaico en la intensidad de LAN y RU (Gaston *et al.*, 2013), por lo que se espera que el servicio de polinización también sea heterogéneo. Así como ha sido identificado en los murciélagos insectívoros, es posible que el impacto de la contaminación lumínica y acústica también sea dependiente de la talla y capacidad de vuelo en murciélagos nectarívoros; es decir, es posible que murciélagos de mayor talla sean más tolerantes a este tipo de contaminantes (Stone *et al.*, 2015).

En este estudio se analizó el efecto de la luz artificial nocturna y ruido urbano sobre la polinización de *Ceiba pentandra*, un árbol tropical común en áreas verdes de la ciudad de Mérida, Yucatán. *C. pentandra* tiene un sistema de polinización mixto pero, altamente depende de un polinizador para producir frutos y semillas (Gribel *et al.*, 1999; Lobo *et al.*, 2015). Tiene síndrome de polinización por murciélagos y estos son los principales o únicos polinizadores dentro de su rango

de distribución (Gribel *et al.*, 1999; Stoner *et al.*, 2002). Además, presenta floración masiva (e.g., un solo árbol puede producir más de 600 mil flores en un mes), por lo cual es un recurso muy importante para los murciélagos que la visitan (Gribel *et al.*, 1999).

En Mérida, *C. pentandra* crece o ha sido plantada en una gran variedad de áreas verdes urbanas donde recibe cantidades variables de LAN que van desde zonas sin iluminación directa hasta árboles que reciben iluminación directa de forma deliberada con fines decorativos. La gran variedad de micrositios en los que se encuentra *C. pentandra* en el área de estudio también ofrece gran variación en la intensidad de RU, siendo los más expuestos árboles que están en los camellones de grandes avenidas. Esto ofrece una excelente oportunidad de poner a prueba el efecto de la contaminación lumínica y acústica en la polinización por murciélagos. El estudio fue observacional, por ser la aproximación que ofrece mayor validez externa. Debido a que en los estudios observacionales es difícil aislar factores de confusión, se identificaron las principales variables que podrían influir sobre los factores de interés y se incorporaron como covariables en el análisis. El proceso de polinización es complejo, empieza con la visita de los polinizadores y concluye con la producción de semillas, cualquier estudio que no considere los principales componentes, tiene riesgo de llegar a conclusiones parciales. Por esta razón, se evaluaron los efectos de la contaminación lumínica y acústica en: la tasa de visitas, deposición de polen, germinación de polen, así como producción frutos y semillas. De esta manera, el presente estudio tiene la capacidad de identificar el componente de la polinización que es afectado por estos tipos de contaminación.

Los resultados de esta tesis podrían ser usados para justificar la correcta planeación de luminarias públicas como la elección de sitios que podrían generar corredores que maximicen el servicio de polinización y, de esta forma, mantener la diversidad genética y la capacidad de adaptación de *C. pentandra* en ambientes urbanos. Así mismo, conservar otras especies vegetales silvestres o cultivadas del medio urbano que también dependen de los murciélagos para su reproducción.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

Determinar el efecto de la contaminación lumínica y acústica en la polinización de *Ceiba pentandra*.

2.2 Objetivos específicos

1. Determinar el efecto de la LAN y RU en la tasa y conducta de visita de murciélagos polinizadores a las flores de *Ceiba pentandra* en el área de estudio.
2. Determinar el efecto de la LAN y el RU en la deposición y germinación de polen de *C. pentandra* en el área de estudio.
3. Evaluar si la LAN y el RU afectan el éxito reproductivo de *C. pentandra* en el área de estudio.

3. HIPÓTESIS

La LAN y el RU reducirán el éxito de polinización de *Ceiba pentandra* en uno o varios de sus componentes.

4. MARCO TEÓRICO

4.1 Ecología urbana

El término Ecología urbana (EU) se originó en la Escuela de Chicago a principios de 1901 y, en ese entonces, planteaba a la ciudad como un “ente orgánico”; es decir, se entendía a la ciudad como un súper organismo (McDonnell y Niemela, 2011). Por su parte, Grimm y colaboradores (2008) consideraron a la EU como una disciplina científica integrada por teorías y metodologías propias de las ciencias naturales y sociales para investigar los procesos que suceden dentro de los ecosistemas urbanos. A su vez, para Grove (2009), era un campo relativamente nuevo de la Ecología que se encargaba de estudiar la dinámica propia de los ecosistemas urbanos. Finalmente, para Angeoletto (2012), la EU era un proceso social y ecológico, que rompía la dicotomía entre lo natural y lo artificial.

Se pueden identificar dos fases principales de la EU: la tradicional y la contemporánea (Shochat *et al.*, 2006). La fase tradicional tuvo su máximo esplendor en los años ochenta, sus principales exponentes fueron Bettin y Montenegro, en esta, se percibe a la ciudad como un ambiente social aislado que conforma una unidad ecológica, manteniendo un orden dinámico en el que los elementos están en constante interacción (Breuste *et al.*, 2013). La fase contemporánea está inspirada en el pensamiento Darwiniano, ya que se equiparaban los procesos que ocurren en la ciudad (crecimiento poblacional, construcción de infraestructura, elaboración de combustibles, migración) con procesos propios de los organismos y sus ecosistemas, tales como la competencia, la adaptación y la sucesión (Bettin, 1982), la EU actual está más apegada a esta fase y tiene entre sus máximos exponentes

al ecólogo norteamericano Eugene Odum. Durante la fase tradicional, la EU en Estados Unidos estaba dominada por sociólogos, por lo que la carencia de conocimientos ecológicos se reflejaba en la manera poco clara de pensar acerca de los fenómenos naturales que suceden en los entornos urbanos y los métodos para estudiarlos (Gottdiener y Feagin, 2015). En contraste, la contemporánea se centra en el estudio de la ciudad como fenómeno socioecológico y se nutre de conceptos y teorías propias de la Ecología, el Urbanismo, la Economía, la Antropología, la Geografía, la Ingeniería, la Sociología, la Historia y el Derecho (Linares, 2012).

El equilibrio precario que mantiene la población humana asentada en la ciudad es sometido a una lógica de desajuste y reajuste incesante por un proceso adaptativo que refleja el devenir de la morfología urbana desde una mirada ecológica (Gospodini, 2001). A pesar de ser un ecosistema altamente transformado, presenta los elementos necesarios para ser considerado un ecosistema, tales como un flujo de energía y reciclado de nutrientes. El ecosistema urbano es un sistema altamente subsidiado, la conservación de los servicios ambientales urbanos reducen la dependencia de otros ecosistemas, hacen a la ciudad más sostenible y resiliente (Gómez-Baggetum *et al.*, 2007).

4.1.1 El ecosistema urbano como unidad de análisis de la Ecología urbana.

Los sociólogos de la escuela de Chicago fueron los primeros en utilizar algunos términos de corte ecológicos (e.g. biodiversidad, socioambiente, biocultural, naturaleza híbrida) para explicar el funcionamiento de las ciudades (Urquijo *et al.*, 2009). Durante los años setenta, los ecólogos comenzaron a interesarse por las ciudades y considerarlas como ecosistemas reales (González, 2002). Durante esta

travesía, algunas investigaciones se enfocaron en el estudio de la biota en el hábitat urbano, principalmente plantas, aves e insectos (Emlen, 1974; Huhtalo y Järvinen, 1977; Frankie y Ehler, 1978;); otros, tuvieron aproximaciones más ecosistémicas y estudiaron los flujos de materia y energía de la ciudad (Amaya, 2005).

Considerar a la ciudad como un ecosistema no es algo reciente. El reconocimiento oficial del término “Ecosistema urbano” se dio en 1973 en el marco del programa internacional llamado el Hombre y la Biosfera de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) (Higueras, 2009). En el ecosistema urbano, se dan interacciones entre seres vivos y entre ellos, el hombre tiene un papel preponderante (Pickett *et al.*, 1997). Como cualquier ecosistema terrestre, el ecosistema urbano no es un sistema cerrado (Heynen *et al.*, 2006; Wu, 2014). En realidad, el ecosistema urbano es un sistema altamente subsidiado que depende del aporte de recursos de otros ecosistemas lejanos (Gómez-Baggetum *et al.*, 2013). Los ecosistemas urbanos constituyen organizaciones complejas y estructuradas de elementos definidos por los individuos, las poblaciones humanas, mismas que, con poblaciones de otras especies, constituyen comunidades que tienen estructuras jerarquizadas que se relacionan entre sí de acuerdo con ciertas leyes que son finitas, observables y cuantificables (Avila y Rose, 2009). Los recursos (agua, alimentos, electricidad y combustibles) de las ciudades tienen un gran recorrido horizontal desde el lugar donde se producen hasta donde son utilizados lo que requiere de una explotación de otros ecosistemas distantes y provoca un desequilibrio importante en la

disponibilidad final de los mismos, creando una huella ecológica significativa de cada habitante en la ciudad (Kyba *et al.*, 2011).

Los ecosistemas urbanos actuales se caracterizan por presentar una complejidad elevada, misma que incrementa con base en el tamaño de la ciudad y su entropía (Andrade *et al.*, 2013; Pelorosso *et al.*, 2017). Aunque son áreas artificiales, pueden mantener algunos servicios ambientales (King y Shackleton, 2020), mismos que benefician indirecta o directamente al ser humano (Vaissiere *et al.*, 2013).

4.2 Servicios ecosistémicos del ambiente urbano

Los servicios ecosistémicos son aquellos beneficios que provee un ecosistema a la sociedad y que sostienen o mejoran de manera indirecta o directa la salud, la economía y la calidad de vida de las personas, son también el resultado del funcionamiento de los ecosistemas (Gómez-Baggethun y Reyes García, 2013). Otros autores los describen como todas las contribuciones, tanto positivas como negativas, de la naturaleza viva (biodiversidad de organismos, ecosistemas y sus procesos ecológicos y evolutivos asociados) a la calidad de vida de las personas (Diaz *et al.*, 2008). Las contribuciones positivas de los ecosistemas incluyen la provisión de alimentos, la purificación del agua, el control de escorrentía y la inspiración artística, mientras que las contribuciones negativas incluyen la transmisión de enfermedades, la depredación, o la liberación de materiales de la vegetación que directa o indirectamente afectan la salud humana. Sin embargo, la percepción de los beneficios ya sea negativa o positiva, de los servicios ecosistémicos depende del contexto cultural, temporal o espacial (Norgaard, 2010).

En el ecosistema urbano se pueden identificar al menos cinco biomas (comunidad de organismos que interactúan en tiempo y espacio) diferentes: jardines, parques, bosques urbanos, cultivos, humedales, lagos, playas marinas o de agua dulce y arroyos, todos ellos con la capacidad de proveer beneficios (servicios ecosistémicos) a los habitantes de las ciudades y contribuyen al mantenimiento de la dinámica urbana (Bolund y Hunhammar, 1999; Niemela *et al.*, 2010; Carreño-Campo y Alfonso, 2018).

Dentro de los servicios ecosistémicos, solo un subconjunto es particularmente relevante en el medio urbano debido a su biodiversidad simplificada, homogeneidad y su alta proporción de especies invasoras y su diseño orientado a satisfacer necesidades secundarias y terciarias del ser humano. Bolund y Hunhammar (1999) consideran relevantes para el contexto urbano los siguientes servicios ecosistémicos.

Regulación de la calidad del aire: La vegetación urbana, tiene la capacidad de mejorar la calidad del aire a través de la absorción de gases realizada durante la fotosíntesis y mediante la fijación de partículas suspendidas sobre las superficies vegetales (Baró *et al.*, 2014). Se ha estimado que un parque urbano puede eliminar hasta el 85% de la contaminación presente en el aire (Bolund y Hunhammar, 1999), una calle arbolada hasta el 70% (Dobbs *et al.*, 2011) y una hectárea de bosque urbano hasta 15 toneladas por año de partículas suspendidas del aire (McPherson *et al.* 1997).

Infiltración del agua: La infraestructura antrópica provoca compactación y cobertura de los suelos con material impermeable, lo cual modifica radicalmente los flujos naturales del agua de lluvia y minimiza la infiltración del agua (Holman-Dodds *et al.*, 2003). Esto provoca riesgos para las sociedades urbanas, como las inundaciones (Romero-Novoa, 2010). En este sentido se ha descrito que la vegetación urbana puede absorber entre el 85% al 95% del agua de lluvia (Bernatzky, 1983).

Control de la erosión: Los componentes edáficos del suelo como las raíces y macrofauna edáfica evitan el desplazamiento del suelo, proceso denominado como retención del suelo (Gomez - Baggethum y de Groot, 2007). La vegetación disminuye el efecto erosivo a través de la retención del suelo. Las raíces funcionan como una especie de ancla para estabilizar el suelo (Sinervo *et al.*, 2010). Un estudio realizado en Blacksburg, Virginia, determinó que la vegetación ribereña brinda protección significativa contra la erosión del suelo, al reducir la erosión mediante el entramado de las raíces. Además, la vegetación incrementa la humedad de suelo, lo que reduce la erosión por el viento (Wynn y Mostaghimi, 2006).

Servicios culturales: Los servicios culturales se relacionan con la valoración humana, no material, de los espacios naturales. Son los beneficios obtenidos de los ecosistemas naturales, los cuales contribuyen al mejoramiento de la calidad de vida a través de una mejor salud, crecimiento espiritual, desarrollo mental, recreación, identidad cultural y experiencias estéticas. Son los servicios ecosistémicos más extendidos en los medios urbanos, ya que son ofrecidos prácticamente por todas

las áreas verdes urbanas independientemente de su tamaño y orientación (Valdez y Luna, 2012).

Polinización: La polinización es una de las interacciones ecológicas más importantes en los ecosistemas (Potter y LeBuhn, 2015). Se estima que el 87.5% de las angiospermas dependen de polinizadores para su reproducción y se sabe que el valor económico de la polinización es de 217 mil millones de dólares americanos (Gallai *et al.*, 2009). La polinización es un proceso ecosistémico que cada vez toma mayor importancia en las ciudades dado el incremento de actividades como la agricultura urbana (Klein *et al.*, 2003), contribuye al mantenimiento de la viabilidad y diversidad genética de las plantas, además de mejorar la calidad de frutos y semillas (Chautá-Mellizo *et al.*, 2012). Por ejemplo, en Dakar, el 60 % de los productos agrícolas que se consumen provienen de la agricultura urbana, mientras que en ciudades como Dar es-Salam, Tanzania, el 90% de los alimentos producidos en esta ciudad provienen de esta actividad (Jacobi *et al.*, 2000).

4.3 Efecto de la urbanización en la biodiversidad

Actualmente los centros urbanos ocupan alrededor del 4% de la superficie terrestre y el 75% de la población humana viven en ellas (Zlotnik, 2017). El impacto de la urbanización en el ambiente trasciende los límites de las ciudades, debido a que no son entidades discretas (McKinney, 2006). Las ciudades son puntos de intensa actividad que, debido a la dinámica, demandan grandes cantidades de recursos naturales, mismo que producen grandes cantidades de desechos, algunos de ellos también son contaminantes (Williams, 2013).

El crecimiento urbano se da a costa del territorio del medio rural o la cobertura vegetal original (Duranton y Turner, 2012; Onibokun, 2019). La transformación de la vegetación original trae consigo profundos efectos adversos en la biodiversidad local como la disminución y desaparición de algunas poblaciones de diversas especies, la alteración de importantes funciones ecosistémicas como el régimen de lluvia, pérdida de suelo y el control de temperatura (Germaine y Wakeling, 2001; Jáuregui, 2004; Ramos y Delgado, 2010).

El cambio en la cobertura vegetal impacta negativamente a la fauna urbana. La abundancia, riqueza y diversidad de grupos faunísticos como las aves y los mamíferos pequeños tienden a relacionarse positivamente con la complejidad estructural de la vegetación, por lo que son especialmente afectados por la urbanización (Savard *et al.*, 2000; Fernandez-Juricic y Jokimaki, 2001). Por ejemplo, Gomes y colaboradores (2011) identificaron la disminución de las poblaciones de cuatro especies de ratones: *Apodemus sylvaticus*, *Crocidura russula*, *Mus spretus* y *Mus musculus*, a medida que disminuyó el área de parques urbanos. Adicionalmente, esta disminución tuvo efectos en cascada a nivel de comunidad, ya que dichos organismos determinaban la presencia y/o ausencia de otros animales silvestres con los que establecían interacciones interespecíficas como la competencia o depredación (Tikhonova *et al.*, 2006). La estructura de la vegetación urbana también puede tener un efecto indirecto mediado por interacciones antagonistas. Por ejemplo, Kerpez y Smith (1990) demostraron que la reducción de las poblaciones del ave *Sturnus vulgaris* era consecuencia de un incremento en las poblaciones de depredadores e incidencia de parasitismo mediada por la

eliminación de flora nativa, reducción del tamaño y aislamiento de las áreas verdes urbanas.

La destrucción de las áreas verdes urbanas también puede generar que la fauna urbana tenga que forrajear en las áreas residenciales, lo que provoca que los residentes tengan cada vez más contacto con la fauna silvestre. Como producto de este contacto, se crea un riesgo para la transmisión de patógenos (Eckert y Deplazes, 2004), entre otras consecuencias como el daño de infraestructura doméstica y de suministros de alimentos (Inskip y Zimmermann, 2009); otros efectos de la atracción de animales es la aparición de letrinas (Beckmann *et al.*, 2004; Spencer *et al.*, 2007). Este tipo de conductas de la fauna silvestre podría ser considerado como un diservicio ambiental (Agyeman, 2008; Ibrahim *et al.*, 2014).

Las áreas verdes urbanas típicamente tienen una sobre representación de flora no nativa o exótica, debido a que esta flora resulta atractiva para residentes (McKinney, 2006). Entre las principales consecuencias indeseables de la introducción de especies exóticas al medio urbano se encuentra el desplazamiento competitivo y la extinción de especies locales (Rodríguez-Durán *et al.*, 2010; Ancillotto *et al.*, 2013). Ehrenfeld (2008) demostró que la introducción de especies exóticas, en concomitancia con otros procesos de degradación propios del medio urbano, provocó una pérdida del 50% de especies nativas, principalmente mamíferos. Otro ejemplo fue un estudio realizado en Lisboa donde se encontró que una proporción mayoritaria de los murciélagos que llegaban a los centros de rescate de fauna habían sido atacados por gatos domésticos y que, las hembras gestantes

de murciélagos estaban entre las víctimas más frecuentes (Rocha, 2015; Welch y Leppanen, 2017).

4.4 Servicios ambientales de la fauna urbana

El término fauna urbana hace referencia al conjunto de animales domésticos y silvestres que habitan el ecosistema urbano de forma permanente o semipermanente (Magle *et al.*, 2012). La fauna urbana juega un papel fundamental en la provisión de servicios ecosistémicos en las ciudades, ya que brinda beneficios ecológicos, recreativos, espirituales, estéticos y educativos (Gelmi-Candusso y Hämäläinen, 2019), como ya se ha mencionado en el apartado anterior.

Existe evidencia científica sustancial sobre la influencia positiva de la fauna urbana en el funcionamiento del ecosistema urbano (Lin *et al.*, 2015; Davies *et al.*, 2017; Conway *et al.*, 2019). Por ejemplo, Tresch y colaboradores (2019) demostraron que los espacios verdes urbanos (jardines y huertos) mantienen su papel como reservorios de organismos descomponedores en el ecosistema urbano. Otro estudio, demostró que las aves carroñeras urbanas participan en la disminución de fuentes potenciales de enfermedades como los cadáveres de fauna nativa y exótica, así como en el flujo de nutrientes a través de la cadena alimenticia. (Schwartz *et al.*, 2018; Cerenghetti *et al.*, 2019).

Los seres humanos competimos con múltiples especies por alimento, fibra, madera, las cuales denominamos plagas. La pérdida de los servicios ambientales de regulación de poblaciones de plagas podría tener consecuencias económicas, ambientales y de salud muy relevantes (Daily, 2013). Clevelant y colaboradores (2006) determinaron que el valor del servicio de control de plagas que realizan los

murciélagos asciende a 6 millones de dólares americanos al año en cultivos de algodón. Otro servicio ecosistémico es el control de vectores de enfermedades y/o reservorios naturales. Magrini y Facure (2008) encontraron que una especie de lechuza (*Tyto alba*) juega un papel importante en el control de roedores en Brasil, contribuyendo de esta manera al control de la infección por hantavirus.

La dispersión de semillas es un servicio importante en la regeneración de las áreas verdes urbanas (Sullivan *et al.*, 2009). Por ejemplo, Hougner y colaboradores (2006) encontraron que la dispersión de semillas que realiza un ave (*Garrulus glandarius*) propicia un reclutamiento de más de 33, 000 plántulas de *Quercus robur* y *Quercus petraea* por año en un parque urbano de aproximadamente 2,700 ha., lo que representa un servicio ecosistémico significativo. En Brasil, García y colaboradores (2000) encontraron que 16 especies de murciélagos dispersan plantas de 14 especies importantes en la sucesión secundaria de áreas verdes urbanas (García *et al.*, 2000). Finalmente, en Singapur, se encontró que *Cynopterus brachyotis*, un murciélago frugívoro generalista, tiene la capacidad de explotar plantas nativas y exóticas como alimento, lo cual demuestra que la fauna urbana tiene la capacidad de explorar recursos novedosos en el entorno urbano; desempeñando así, una importante función ecológica, como es la dispersión de semillas, en entornos altamente transformados como son las ciudades, (Chan *et al.*, 2021).

4.5 Contaminación en ciudades

La contaminación es un problema complejo y de interés ambiental, político, económico, científico, tecnológico y cultural que se define como la incorporación de

compuestos ajenos a un ecosistema o en cantidades superiores a las que se encuentra de forma natural (Trejo *et al.*, 2015). Existe amplia evidencia referente a la contaminación en épocas antiguas, entre estos, figuran los trabajos de Settle y Patterson (1980) quienes descubrieron la presencia de plomo en restos humanos del Perú que vivieron hace 1800 años. Otros estudios, encontraron evidencia de plomo en los glaciales de Groenlandia proveniente de una atmósfera contaminada que existió hace tres milenios, resultado de la precipitación acumulada de plomo en la capa de hielo (Hong *et al.*, 1994). En los pantanos ibéricos se han registrado metales pesados (Ni, Zn, As y Cd), proveniente del desarrollo tecnológico (metalurgia y minería) de las culturas prehistóricas europeas (Pontevedra-Pombal *et al.*, 2013).

La contaminación se convirtió en un fenómeno de gran importancia posterior a la segunda guerra mundial (Cherni, 2001; Ramírez, 2002). Por ejemplo, en 1952 en Londres, la “gran niebla” producto de las actividades industriales y el uso de carbón, ocasionó la muerte de aproximadamente 4,000 personas (Ravimohan, 1968; Polivka, 2018). En la actualidad, más de 4,000 millones de personas que viven en centros urbanos están expuestos a contaminantes tóxicos (Luiselli, 2019). En 2016, la mala calidad del aire afectaba prácticamente a todas las ciudades de más de 100, 000 habitantes, lo que ocasionaba graves consecuencias en la salud como rinitis, bronquitis y el agravamiento de casos de enfermedades respiratorias crónicas como el asma (Arredondo, 2019; Moraes *et al.*, 2019). Aunque la contaminación del aire es un problema palpable en los centros urbanos, la generación de residuos sólidos y aguas residuales (Dumat *et al.*, 2019; López, 2019), el sellado de rellenos

sanitarios (Olazabal y Bellet, 2019), el ruido (Bello *et al.*, 2019) y la luz de origen antrópico (Hölker *et al.*, 2010 Sutherland *et al.*, 2019) son otros problemas graves de contaminación ambiental.

4.6 Contaminación lumínica

El Comité Internacional de Iluminación (CIE126) define la contaminación lumínica como la suma total de todos los efectos adversos de la luz artificial sobre el cielo oscuro (Tang *et al.*, 2018). Sin embargo, la definición de contaminación lumínica varía de acuerdo con el contexto donde se emplee. En lo legal se define como “la emisión de un flujo luminoso, por fuentes artificiales de luz con intensidades, direcciones o rangos espectrales inadecuados para la realización de las actividades previstas en la zona alumbrada” (Dorremocha *et al.*, 2011; García Gil *et al.*, 2012). En Astronomía es considerada como la alteración de la oscuridad natural del medio nocturno producida por la emisión de LAN (Hölker *et al.*, 2010; Raap *et al.*, 2015). En Ecología, se define como la introducción de luz de manera artificial y que produce efectos adversos en el medio ambiente (Lyytimäki, 2013). De forma similar, Longcore y Rich (2004) definen la contaminación lumínica como cualquier LAN que altera los patrones naturales de luz y oscuridad en los ecosistemas, esta última definición es la que se adoptó en esta investigación.

Históricamente, la contaminación lumínica surgió en el periodo Paleolítico con la domesticación del fuego por el hombre (Simó Martínez, 1993). Los sistemas de iluminación han evolucionado de acuerdo con la tecnología y necesidades de cada época. En el año 2,500 A.C. en Mesopotamia, surgieron las primeras lámparas hechas con conchas de moluscos marinos y resina de origen animal o cera de abeja

(Tarantola Puig, 2014). En el año 1300 A.C., en Egipto, se inventó la vela (Stead y Stead, 1998). En 900 A.C. los fenicios crearon las primeras lámparas de aceite elaboradas de cerámica (Yubero, 2018). Muchos años después, con el descubrimiento de los combustibles fósiles, surgieron nuevos métodos de iluminación capaces de iluminar un área mayor y por un tiempo más prolongado. En 1795, en Inglaterra, Guillermo Murdock creó las primeras lámparas de gas (Barca Salom y Alayo Manubens, 2011). En 1859, en Estados Unidos, se inventaron las primeras lámparas de querosén (Suntecún Castellanos, 2010). Definitivamente el descubrimiento que revolucionó la iluminación fue la bombilla eléctrica por parte de Thomas Alva Edison, quien encendió la primera lámpara con esta tecnología en Nueva York en 1879 (Adair, 1996; Moran, 2010).

La evolución de la bombilla ha obedecido a las necesidades y desafíos experimentados por la humanidad desde su creación. Durante este proceso histórico, se pueden diferenciar tres tipos principales de sistemas de iluminación: (i) Las bombillas halógenas que estaban compuestas por un filamento de tungsteno y permitía un encendido instantáneo (Tessnow *et al.*, 2006; Jung y Lee, 2015); (ii) Las bombillas fluorescentes compactas, que ofrecían un bajo consumo de energía, puesto que utilizaban tecnología de lámparas fluorescentes adaptadas a un tubo pequeño lleno de vapor de mercurio y argón (Baleja *et al.*, 2015). (iii) Por último, las más novedosas, son los sistemas de iluminación con tecnología Light Emitting Diode (LED), conocidas en español como diodo emisor de luz. A pesar de que surgieron hace más de medio siglo, ha sido el desarrollo del diodo de luz azul (creados finales de los 90), lo que ha permitido que se popularizara como el sistema

de iluminación más competitivo en cuanto a eficiencia energética y capacidad de iluminación en la actualidad (George *et al.*, 2011).

El crecimiento poblacional que va de la mano con la expansión urbana ha generado una mayor demanda de superficie habitable, misma que requieren de sistemas de iluminación cada vez más eficientes y con mayor alcance (Kocifaj, y Lamphar, 2013). Dependiendo del objetivo de la luminaria, la LAN puede ubicarse como parte del sistema de movilidad, seguridad, productividad o simplemente como parte de la infraestructura urbana (Madrigal *et al.*, 2020).

En la actualidad, el 83% de la población mundial y más del 99% de las poblaciones de Estados Unidos y Europa viven bajo un cielo contaminado por la LAN (Schwarz, 2003). En Europa, el 88% de los habitantes y más de la mitad de las habitantes en Estados Unidos no pueden apreciar la vía láctea por la contaminación lumínica (Schwarz, 2003; Bennie *et al.*, 2015). Entre los países que presentan menor grado de contaminación lumínica figuran Groenlandia, donde únicamente el 0.12% de su área no tiene cielos vírgenes, República Centroafricana (0.29%), Niue, un país insular en el océano Pacífico sur (0.45%), Somalia (1.2%) y Mauritania (1.4%) en el noreste de África (Falchi *et al.*, 2016; Kyba *et al.*, 2017).

En la sociedad urbana moderna, no es opción prescindir de los sistemas artificiales de iluminación nocturna. En los centros urbanos, la sociedad humana no se rige por los ritmos naturales de día y noche. Cada vez es más frecuente que un número creciente de actividades humanas se mantengan las 24 horas del día o se trasladen a horarios nocturnos (*e.g.* sistemas de salud, suministro de mercancías, transporte, espectáculos, eventos deportivos, entre otros) (Gaston *et al.*, 2013). Por

lo tanto, los sistemas de iluminación se vuelven indispensables para el desarrollo del estilo de vida urbano (Seitinger *et al.*, 2009; Gallaway *et al.*, 2010).

Los sistemas de iluminación difieren tanto en el espectro de longitud de onda que proyectan, como respecto al índice de rendimiento cromático y su relación con la eficacia lumínica (Solano Lamphar, 2010). La difusión de la luz en la atmósfera nocturna es mayor cuanto más pequeña es la longitud de onda de la luz (García y Moreno, 2016; Sánchez de Miguel, 2016). Los sistemas de iluminación que emiten mayor intensidad luminosa son las de vapor de mercurio (luz azul), las cuales producen un mayor resplandor luminoso que aquellas con emisiones superiores en la banda del rojo (vapor de sodio), de longitudes de ondas más largas (Tardà *et al.*, 2011).

En los últimos años las lámparas que normalmente se usan en el alumbrado público de exteriores son las de vapor de mercurio o sodio de alta o baja presión y las LED (Dorremocha *et al.*, 2011; García y Moreno, 2016). El nivel de contaminación lumínica está determinado por factores físicos y atmosféricos del espacio en donde se produzca la emisión (Lamphar *et al.*, 2009; Sánchez y Fermín, 2018). Aun asumiendo que las ciudades fuesen homogéneas en su proceso de urbanización y tecnificación, la existencia de diferencias en el entorno ambiental produce resultados de iluminación diferentes en cuanto a la cantidad y tipo de contaminación lumínica generada (Solano Lamphar, 2010; Quispe, 2016).

4.7 Contaminación acústica

El término ruido se deriva de la palabra latina "rugitus" que significa "bramido" o "sonido que es desagradable o inesperado" (Álvarez *et al.*, 2017). Técnicamente, el

sonido es una variación rápida de la presión del aire al que está expuesto el oído medio (William *et al.*, 2020). Por otro lado, la contaminación acústica es el sonido a un nivel tal, que altera las condiciones normales del ambiente en una determinada zona; además, es un contaminante que, a diferencia de los otros contaminantes, es más barato de producir y necesita muy poca energía para ser emitido (Zannin *et al.*, 2006; Morillas *et al.*, 2018; De Carvalho y Szlafstein, 2019).

En 1972, la Organización Mundial de la Salud (OMS), por primera vez, contempló las consecuencias del ruido sobre la salud humana y catalogó al ruido como un tipo de contaminación. Pocos años más tarde, durante la conferencia de Estocolmo en 1979, se clasificó al ruido como un contaminante específico. Entre las primeras disposiciones oficiales propuestas por la Comunidad Económica Europea en la materia, fue que los países miembros unieran esfuerzos para regular legalmente la contaminación acústica (Sánchez y Díaz, 2014). El reconocimiento del ruido como contaminante es reciente y sus efectos se consideran, hoy en día, como un problema sanitario importante. Por ejemplo, en países como Francia, es la primera causa de contaminación ambiental, mientras que, en todo Europa, es la segunda forma de contaminación más común (Mendes *et al.*, 2016). En el mundo, Japón es considerado el país más ruidoso (Kamimura *et al.*, 2017), seguido de España (Álvarez *et al.*, 2017).

El nivel de presión sonora es un parámetro que determina la intensidad de sonido de una onda sonora. Este parámetro varía entre los 0 dB, que corresponden al umbral de audición humana, y los 120 dB, que es el umbral de dolor, correspondiente a aquella intensidad mínima que es capaz de producir dolor en el

oído humano. Para medir el nivel de potencia acústica, se usa una escala logarítmica, ya que los niveles de presión en Pascales son demasiado pequeños y, por tanto, las unidades se expresan en decibelios (dB) (Alfie Cohen y Salinas Castillo, 2017; Martínez Gavilanes, 2020). Por otro lado, se encuentra la frecuencia, definida como la magnitud por la cual se mide el número de repeticiones por unidad de tiempo (ciclo por tiempo). Siendo la unidad de medida el hercio (Hz), que equivale al número veces que un ciclo se repite en un segundo. La clasificación del ruido no es tarea sencilla, algunas propuestas separan e identifican los sonidos (vibración mecánica de las moléculas de un gas, de un líquido, o de un sólido que se propaga en forma de ondas, y que es percibido por el oído humano) de los ruidos (todo sonido no deseado, que puede producir daños fisiológicos y/o psicológicos), las fuentes naturales de las artificiales, las emisoras fijas, de las móviles (Alfie Cohen y Salinas Castillo, 2017).

A pesar de que a este tipo de contaminación es “invisible”, por su difícil forma de ser medida, algunos países han optado por medidas alternativas necesarias para menguar los efectos negativos como, fomentar la movilidad a pie y en bicicleta, un menor uso del automóvil, la implementación de espacios públicos y áreas verdes que sirven como barrera para la dispersión del sonido (Alfie Cohen y Salinas Castillo, 2017; Morillas *et al.*, 2018).

Un trabajo realizado por los fundadores de la aplicación Mimi Hearing Technologies GmbH, crearon un índice mundial de audición en donde recopilaron más de 200, 000 pruebas de audición de personas en todo el mundo y calcularon los niveles promedio de pérdida auditiva para las personas que viven en 50 ciudades

más ruidosas del mundo. Calcularon la edad auditiva de los participantes en función de la diferencia entre su desempeño en la prueba de audición y su edad real. Combinaron sus resultados con los datos sobre contaminación acústica de la OMS, obteniendo de esta manera un listado de ciudades con mayores índices de ruido antrópico.

Según este índice, Nueva Delhi (1) y Mumbai (0.98) son las ciudades con mayores valores en este índice, seguidas de Estambul (0.93) y El Cairo (0.89). Sin embargo, ciudades europeas como Múnich (0.17), Oslo (0.16), Estocolmo (0.15), Zúrich (0.02), y Viena (0), son las que menos contaminación acústica presentaron. En ciudades como Londres, los autos son los máximos responsables del ruido ambiental (Halonen *et al.*, 2015). En la Unión Europea, diariamente 80 millones de personas están expuestas a niveles de ruido superiores a 65 dB, mientras que otros 170 millones están expuestos a niveles que van de 55 a 65 dB (Álvarez *et al.*, 2017).

4.8 Efectos de la contaminación lumínica y acústica en la fauna

Las amenazas más importantes para la biodiversidad global son la sobreexplotación de recursos naturales y el cambio de uso de suelo para fines agrícolas o urbanos (Tellería, 2013). En las áreas urbanas, LAN y RU son considerados contaminantes emergentes y, relativo a otros contaminantes, han recibido menor atención (Barber *et al.*, 2011). La luz natural es una señal importante en los ritmos circadianos y la regulación de los procesos biológicos, mismos que van desde el nivel individuo hasta el nivel de ecosistema (Rumanova *et al.*, 2020). La LAN afecta de forma negativa a la biodiversidad urbana (Deda *et al.*, 2007; Guetté *et al.*, 2018). En ambientes nocturnos y a intensidades poco habituales (longitudes de onda de hasta

381.8 nm), altera el comportamiento de las especies que han evolucionado bajo ciclos de luz-oscuridad consistentes por miles o millones de años (Hölker *et al.*, 2010; van Langevelde *et al.*, 2011). La mayoría de los organismos nocturnos sufren alteraciones en sus procesos metabólicos, de crecimiento y de comportamiento, debido a que son regulados por ritmos circadianos (Dominoni *et al.*, 2014; de Jong *et al.*, 2016; Xue *et al.*, 2020).

Entre los efectos de LAN en animales, están aquellos relacionados con la orientación espacial, atracción o aversión a la luz, así como aquellos efectos ligados al comportamiento (Bliss-Ketchum *et al.*, 2016; Riveros *et al.*, 2017). Referente a los efectos en la orientación, los animales más estudiados son las tortugas marinas. Se ha descrito que LAN reduce el éxito de anidación de las tortugas bobas (*Caretta caretta*) en un 20%, lo que también aumenta la actividad de sus depredadores (Silva *et al.*, 2017). En crías de tortuga verde (*Chelonia mydas*) se ha descrito que el 88% de las tortugas recién eclosionadas son atraídas hacia la LAN, lo que también aumenta el riesgo de depredación en esta especie (Thums *et al.*, 2016). En la tortuga de espalda plana, *Natator depressus*, se encontró que, en presencia de LAN, nadan activamente contra las corrientes en un intento de moverse hacia la luz, lo que provoca un gran gasto de energía e incrementa el riesgo de muerte (Wilson *et al.*, 2018).

Entre los efectos relacionados con la atracción hacia la luz, en aves, se ha reportado que provoca colisiones con edificios iluminados y autos (Rodríguez, 2012, Rodríguez, 2017). Se ha descrito también en aves y mamíferos que pueden aprovechar la LAN como un atrayente de sus presas, estrategia mejor conocida

como “nicho de la luz nocturna” (Schwartz y Henderson, 1991). Las polillas son los organismos principalmente atraídos por la LAN, lo que generalmente tiene un desenlace fatal por extenuación, electrocución o quemaduras (Altermatt y Ebert, 2016). El aumento de LAN puede también extender el periodo de actividad de animales diurnos o crepusculares y, de esta manera, reducir el nicho de los animales nocturnos. A su vez, esto puede incrementar el riesgo de depredación por depredadores diurnos o nocturnos que pueden detectar de mejor manera sus presas cuando hay iluminación artificial (Morrison, 1978).

De igual manera, los efectos de LAN provocan cambios en los patrones conductuales de los organismos. Baker y Richardson (2006) demostraron que LAN modifica las llamadas de apareamiento de ranas macho (*Rana clamitans*), lo cual afecta la atracción de hembras y finalmente, el éxito de apareamiento y la tasa de reclutamiento de la población. En aves, Titulaer y colaboradores (2012) encontraron que LAN incrementa la duración de los cuidados parentales en el carbonero común (*Parus major*). Los efectos de LAN en aspectos conductuales más estudiados son los relacionados a los cantos en horarios poco habituales (Kempnaers *et al.*, 2010) y el aumento de la vigilancia nocturna (Beauchamp y McNeil, 2003; Yorzinski *et al.*, 2015). En luciérnagas también se ha descrito la reducción del tiempo de cortejo y en el éxito en apareamiento (Costin y Boulton, 2016). En mamíferos, LAN altera los llamados de alerta (Darrow y Shivik, 2009), la conducta alimentaria (Le Tallec *et al.*, 2013) y, por ende, el crecimiento (Boldogh *et al.*, 2007).

En la última década ha habido un interés creciente de investigadores que buscan comprender cómo el RU afecta la fauna silvestre. Interés aunado a la

inevitable expansión urbana. Sin embargo, el número de estudios es mucho menor que los estudios sobre los efectos de LAN. Algunos estudios han encontrado que el RU afecta la comunicación, el forrajeo, el comportamiento de vigilancia, y, en menor proporción, algunos estudios han demostrado que produce cambios en la fisiología animal (Kleist *et al.*, 2018).

El RU puede conducir a un aumento en el volumen de las señales auditivas y, por lo tanto, afectan la comunicación entre individuos de una misma población en respuesta al enmascaramiento que produce el ruido ambiental antropogénico, mecanismo conocido como efecto Lombard (Hage *et al.*, 2013). Algunos autores han demostrado que el efecto del RU puede llegar a impactar la riqueza y la diversidad de las comunidades (Luo *et al.*, 2018; Dorado-Correa *et al.*, 2018; Kadish y Risi, 2020). Por ejemplo, Francis y colaboradores (2009) determinaron que el RU reduce la riqueza de especies de aves que anidan en la periferia de un aeropuerto. Otro estudio con aves realizado en Nuevo México demostró que el RU interrumpe la comunicación vocal por enmascaramiento, lo que potencialmente obliga a las aves que dependen de la comunicación acústica a abandonar áreas ruidosas y modifica la composición de la comunidad (Francis *et al.*, 2011). Por su parte, Fröhlich y Ciach (2019) encontraron que la riqueza de búhos en áreas urbanas está determinada por la cobertura vegetal que a su vez modula la intensidad del RU, lo que indica que el RU puede modificar la intensidad de actividad de los depredadores tope, lo que a su vez podría generar cambios en la cascada trófica.

En ranas, se ha encontrado que el ruido proveniente del tráfico causa una reducción en la comunicación durante el periodo de apareamiento, lo que limita las

oportunidades reproductivas por interferir en la comunicación con individuos del sexo opuesto (Grace y Noss, 2018). En los tíes (*Callithrix jacchus*), se ha determinado que la variación de las vocalizaciones y el ajuste en la amplitud vocal aumenta con los niveles de ruido de fondo, dicho efecto se debe a una estrategia de los tíes para compensar los efectos del RU (Brumm *et al.*, 2004). En ecosistemas marinos, el RU puede afectar el comportamiento acústico de ballenas y focas, debido a que esto limita el alcance de los sonidos que son cruciales para la comunicación intraespecífica (Morton y Symonds, 2002; Koschinski *et al.*, 2003).

En murciélagos, los efectos del RU son directos. Los murciélagos emiten sonidos de alta frecuencia y dependen de un flujo continuo de impulsos que regresan para crear una representación perceptiva interna de su entorno (Fenton y Bell, 1981; Nojiri *et al.*, 2021). Los murciélagos producen pulsos de sonar intensos (100-140 dB), mientras que los ecos que reciben son menores (0-80 dB), presentando variación de acuerdo con el tamaño y distancia de los objetos (Stilz y Schnitzler, 2012). Se han encontrado ciertos efectos negativos del RU en estos sonidos, la mayoría de ellos en murciélagos insectívoros. Por ejemplo, Allen y colaboradores (2021) evaluaron el efecto del RU en la actividad de los murciélagos insectívoros *Antrozous pallidus*, quienes observaron que, bajo la exposición a ruido, la localización exitosa de presas se redujo a la mitad, el tiempo de búsqueda se triplicó, y los murciélagos usaron un 25% más llamados cuando cazaban en condiciones de contaminación acústica. Otro estudio con la especie de murciélago orejudo mayor (*Myotis myotis*), demostró que el tráfico vehicular disminuyó la eficiencia de búsqueda de alimento y el tiempo de búsqueda aumentó drásticamente

conforme incrementaba la proximidad de las carreteras que representaban la mayor fuente de ruido (Siemers y Schaub, 2011).

En murciélagos frugívoros se ha descrito que el RU aumenta la tasa de emisión de llamadas; sin embargo, aún no es claro si la emisión de llamadas representa una adaptación para evitar interferencias acústicas por señales de congéneres o si representa una adaptación que permite orientarse en condiciones ambientales exigentes (García-Rosales *et al.*, 2020). Beetz y colaboradores (2009) compararon el patrón de llamadas del murciélago frugívoro *Carollia perspicillata*, encontrando que, en presencia de ruido, aumentan las llamadas, por lo que la emisión de llamadas podría representar un comportamiento adaptativo.

4.9 Efectos de la contaminación lumínica y acústica en plantas

Entre los primeros trabajos referentes a los efectos de LAN en plantas está el de Matzke (1936), quien determinó que LAN prolonga la retención de hojas en árboles de álamo (*Populus canadensis*). En Eslovaquia, Škvareninová y colaboradores (2017), encontraron que retrasa la caída de hojas entre 13 y 22 días en *Acer pseudoplatanus* y *Rhus typhina*. De igual manera, se ha encontrado que la LAN puede alterar la composición de especies, la cobertura y biomasa de especies de plantas en una comunidad de vegetación natural (Bennie *et al.*, 2018).

Las lámparas que emiten flujos de amplio rango espectral pueden tener un mayor efecto sobre la fotosensibilidad de las plantas. Este fenómeno se debe a que LAN en los centros urbanos tiene un efecto sobre los fotorreceptores de las plantas (fitocromo) y esto es lo que provocan un retraso en la caída y/o emergencia de hojas (Solano-Lamphar y Kocifaj, 2018). En Japón, Takagi y Gyokusen, (2004)

encontraron que árboles de *Rotonda illex* más expuestos a LAN presentan una tasa fotosintética máxima y conductancia estomática más alta. De igual manera, se han descrito limitaciones en la capacidad fotosintética, cadena de transporte de electrones y alteración del fotosistema II, como consecuencia a la exposición a la LAN (Murata, 1969; Raven y Cockell, 2006).

Entre los efectos del ruido, se ha descrito el incremento del número de flores, frutos, diámetro de tallo y contenido de clorofila en plantas de tomate (Meng *et al.*, 2011). Esto probablemente debido a que algunas ondas sonoras incrementan la eficiencia fotosintética y puede aumentar las concentraciones de CO₂ en las células (Meng *et al.*, 2011). En *Fragaria vesca* (Rosaceae), se ha descrito que incrementa la resistencia a enfermedades, además de promover el crecimiento (Qi *et al.*, 2009). En plantas de *Vigna unguiculata* (Fabaceae) las ondas sonoras promueven el crecimiento en altura (Huang y Jiang, 2011) y, en *Chrysanthemum callus* (Asteraceae), estimula el crecimiento de las raíces (Yi *et al.*, 2003). La producción de fitohormonas también se ve afectada por el ruido. Zhu *et al.* (2011), describieron que la producción de ácido indolacético era más alta en cinco especies vegetales (*Cucumis melo*, *Cucumis sativus*, *Solanum lycopersicum*, *Solanum melongena*, *Vigna unguiculata*) estimuladas con frecuencias acústicas. Otros estudios, han descrito algunos efectos en el material genético, en donde las ondas sonoras aceleraron la síntesis de ARN y de proteínas solubles. Es decir, el estrés provocado por el ruido estimula y aumenta la transcripción genética (Xiujian *et al.*, 2003).

4.10 Efectos de la contaminación lumínica y acústica en las interacciones planta-animal

Durante muchos años, los ecólogos ignoraron el impacto de LAN sobre los procesos ecosistémicos; sin embargo, recientemente, algunos autores han revisado sus posibles efectos sobre las interacciones ecológicas y las funciones de los ecosistemas en las que participan (Longcore y Rich, 2004; Da Silva *et al.*, 2015; Navara y Nelson, 2007; Gaston *et al.*, 2013). Por ejemplo, Lewanzik y Voigt (2014) demostraron que, en condiciones de oscuridad, el murciélago frugívoro *Carollia sowelli* realizan el doble de vuelos exploratorios y remueven 50% más frutos en la oscuridad que en áreas artificialmente iluminadas. Knop y colaboradores (2017) demostraron que LAN modifica el modularidad de las redes de polinización nocturna y diurna, lo cual tiene consecuencias negativas para el éxito reproductivo de una especie focal de planta en la red (*Cirsium oleraceum*), para la cual, la tasa de visitas nocturnas se redujo en un 62% y el amarre de fruto en un 13%, en comparación con sitios oscuros.

A diferencia de LAN, los efectos del RU en las plantas aún no muestran patrones claros. Se ha descrito cómo LAN altera la abundancia, distribución y comportamiento de los organismos que interactúan con las plantas, lo que puede conducir a efectos en las cascadas tróficas y afectar algunos aspectos ecológicos de las plantas (Barber *et al.*, 2011; Francis *et al.*, 2012; Ortega, 2012; Phillips *et al.*, 2021). Sin embargo, esta predicción ha sido puesta a prueba en un número muy limitado de sistemas.

Chen y colaboradores (2019) demostraron que el ruido de los autos reduce el 30% de la eficiencia de dispersión de semillas y una reducción del 50% de la distancia de dispersión realizada por roedores quienes a su vez reducían su actividad de forrajeo. El RU también puede afectar la abundancia de artrópodos (Bunkley *et al.*, 2017). Por ejemplo, Davis y colaboradores (2018) encontraron que la exposición al ruido del tráfico aumenta las frecuencias cardíacas de larvas de *Danaus plexippus* lo que incrementa la tasa de mortalidad y, con ello, un posible decremento de polinizadores potenciales. Francis y colaboradores (2012) encontraron que el ruido de compresores de gas provocó un aumento en la visita y transferencia de polen en flores artificiales visitadas por el colibrí barba negra (*Archilochus alexandri*); sin embargo, niveles altos de ruido redujo la dispersión y el establecimiento de *Pinus edulis*. Los autores sugieren que los efectos del RU en estas interacciones se originan por un efecto diferencial del ruido en los polinizadores (positivo) y los dispersores (negativo) y no por un efecto directo del RU sobre la planta. Esto es, mientras sitios ruidosos parecen propicios para la nidificación de *A. alexandri*, el ruido de los compresores de gas repele a los herbívoros que dispersan las semillas de *P. edulis*.

En cuanto al impacto de LAN y RU en cascadas tróficas, un estudio exploró los efectos de la LAN en los pulgones (*Acyrtosiphon pisum*) y en dos especies de mariquitas que regulan sus poblaciones (*Coccinella septempunctata* y *Coleomegilla maculata*) y encontró que la LAN disminuye las poblaciones de *A. pisum*, lo que provocó un decremento de las poblaciones de mariquitas (Miller *et al.*, 2017).

4.11 Efectos de la contaminación lumínica y acústica sobre la polinización nocturna

La polinización consiste en la transferencia del gameto masculino (polen) al estigma del estilo de la flor que comunica con el ovario, donde se encuentran los óvulos (Faegri y van der Pij, 1979). Aunque la gran mayoría de las plantas con flor son hermafroditas, muchas de ellas tienen sistemas de autoincompatibilidad y, por lo tanto, necesitan un vector de polen (Bateman *et al.*, 2006; Simón-Porcar *et al.*, 2018). En los trópicos, cerca del 94% de las plantas silvestres y cultivadas dependen de la polinización por animales para su reproducción (Ollerton *et al.*, 2011; Ollerton, 2017). Aunque la mayoría de las interacciones planta polinizador son generalistas (Futuyma y Keese, 1992; Herrera, 2005; Maron *et al.*, 2019), algunas plantas desarrollan interacciones altamente especializadas con sus polinizadores (Gómez y Zamora, 1999; Sahli y Conner, 2006). Esto sucede porque dentro del grupo de polinizadores existen algunos con efectividad preponderante cuya eficiencia puede favorecer a las plantas que se especializan en estos visitantes, este mismo proceso, puede conducir a los llamados síndromes de polinización, que refiere al conjunto de características florales que maximizan la eficiencia del polinizador (Stebbins, 1970; Baker *et al.*, 1998; Pacini *et al.*, 2003; Fenster *et al.*, 2004; Nicolson y Thornburg, 2007; Whitehead y Peakall, 2009).

La polinización es un proceso complejo; en términos de eficiencia, está mediada por un componente masculino (polen liberado) y uno femenino (fecundación del ovulo y producción de semillas) que varía en función de la identidad del visitante floral, su tasa de visitas, cantidad de polen transportado y la producción de frutos y semillas (componente cuantitativo); así como en la identidad del polen

depositado, la manera de remover el polen y la viabilidad de las semillas producidas (componente cualitativo) (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2013). Por lo tanto, cuando se desea evaluar el impacto de algún estresor sobre la polinización, se requiere evaluar los principales componentes y así evitar llegar a realidades parciales, ya que deficiencias en un componente pueden ser compensadas por otro componente posterior.

La importancia de los polinizadores en el mantenimiento de la biodiversidad y la seguridad alimentaria de los seres humanos es ampliamente reconocida; sin embargo, la gran mayoría de los estudios se han enfocado a polinizadores diurnos y, a la fecha, son muy pocos los estudios que evalúan la contribución real de los polinizadores nocturnos (van Langevelde *et al.*, 2011; Macgregor *et al.*, 2015; Altermatt y Ebert, 2016; Macgregor y Scott-Brown, 2020; Tremlett *et al.*, 2020). Los principales grupos de polinizadores nocturnos son las polillas, los escarabajos y murciélagos; en menor medida, participan algunos grupos de insectos como las hormigas, cucarachas, thrips y saltamontes, así como pocas especies de vertebrados no voladores como lagartijas, primates, Procyonidae (*Potus flavus*), marsupiales (*Marmosa canescens*) (Macgregor y Scott-Brown, 2020). La evidencia disponible en este momento sugiere que los polinizadores nocturnos participan en la polinización de algunos cultivos (*e.g.*, Agaves y Cactaceas), plantas de interés cultural (Bombacaceas) y en la polinización de especies raras y/o en peligro de extinción (Biznagas) (Gribel *et al.*, 1999; Molina-Freaner y Eguiarte, 2003; Martínez-Adriano *et al.*, 2015).

El grupo de polinizadores nocturnos más estudiado es el de las polillas. Se ha observado que la luz limita la capacidad de discernir colores y olores de estos organismos (Goyret *et al.* 2008). van Langevelde y colaboradores (2011) demostraron que las lámparas con longitudes de onda pequeña tienden a atraer una mayor cantidad de polillas, lo que puede influir negativamente en las tasas de visita a las flores (Sower *et al.*, 1970; van Langevelde *et al.*, 2011; Macgregor *et al.*, 2015). Las luces artificiales también desvirtúan las rutas (*i.e.* colores o patrones en las flores que orientan a los polinizadores) que usan las polillas y otros insectos durante la polinización (Truxa y Fiedler, 2012). En polillas, el olor y el color de las flores son factores importantes durante la polinización (Baker, 1961; Altermatt *et al.*, 2009; Allen *et al.*, 2011); algunos de estas señales, o su percepción, son susceptibles de ser afectados por la luz artificial nocturna, sin embargo, es un aspecto aun pobremente entendido (Knop *et al.*, 2007). Aunque una consecuencia lógica del abatimiento de las poblaciones de polillas, víctimas de la luz artificial nocturna, es que disminuya el servicio que prestan como polinizadores, en realidad no existen estudios que hayan determinado cómo se afecta el éxito reproductivo de las plantas que visitan (Pero ver Knop *et al.*, 2007).

Un grupo importante de polinizadores nocturnos, son los murciélagos nectarívoros (especialistas y oportunistas), particularmente en regiones tropicales y subtropicales del nuevo (Phyllostomidae) y viejo mundo (Pteropodidae) donde llegan a establecer interacciones altamente especializadas (Fleming y Sosa, 1994; Nicolson *et al.*, 2007; Fleming *et al.*, 2009; Muchhala y Thomson, 2010; Collevatti *et al.*, 2010). Los murciélagos polinizan al menos 250 géneros de plantas (Sekercioglu,

2006). Las flores polinizadas por murciélagos típicamente presentan aromas añejos, colores pálidos e, invariablemente, la antesis es nocturna y producen gran cantidad de néctar y polen (Fleming *et al.*, 2009). En particular el color claro de las flores quiropterofílicas permiten una mejor localización ya que contrasta con el fondo oscuro del follaje o el cielo oscuro (Winter y Stich, 2005). Algunas especies de *Glossophaga* reconocen patrones en las flores; en particular *Glossophaga soricina* detecta la radiación ultravioleta, lo que puede permitirle localizar flores que reflejan la luz en esta longitud de onda (Winter y Stich, 2005; Winter *et al.*, 2003). Aunque los murciélagos nectarívoros tienen un sistema de ecolocalización menos desarrollado que el de los insectívoros, se han reportado plantas que tienen estructuras anatómicas en sus flores o alrededor de ellas que pueden facilitar el reflejo del eco y así ayudar a su localización (Simon *et al.*, 2011). Finalmente, los murciélagos como muchos vertebrados superiores tienen muy desarrollada la memoria espacial, la cual representa una herramienta importante para minimizar costos de búsqueda de alimento (Tschapka y von Helversen, 2007; Mora y Macías, 2007; Yovel *et al.*, 2011).

Pero ¿La luz artificial nocturna y el ruido urbano tendrá algún efecto en la polinización mediada por murciélagos? Desafortunadamente, al momento no se cuenta con una respuesta debido a que no existen estudios. Sin embargo, como explicado en el párrafo anterior, las señales de las plantas que guían la búsqueda de recursos florales y los sentidos utilizados por los murciélagos para detectar estas señales podrían ser afectados por este tipo de contaminantes y, por lo tanto, hablar de un efecto negativo de este tipo de contaminantes sobre la polinización por

murciélagos se vuelve una hipótesis plausible. La visión de los murciélagos permite ver colores en longitudes de onda desde 310nm hasta 688nm, con una sensibilidad a la luz ultravioleta (Winter *et al.*, 2003), por lo que pueden detectar variaciones de luz muy finas. Es conocido que incrementos mínimos en la cantidad de luz (*i.e.* durante la luna llena) puede alterar la actividad de forrajeo de los murciélagos debido a que esta incrementa el riesgo de depredación (Saldaña-Vázquez y Munguía-Rosas, 2013). Por lo tanto, se esperaría que los murciélagos eviten sitios altamente iluminados, dada su alta capacidad de memoria. Además, los murciélagos podrían tener problemas para identificar los recursos florales por ser incapaces de identificar las flores en sitios iluminados debido al pobre contraste con el fondo iluminado (Winter *et al.*, 2003).

Respecto a la contaminación acústica, esta podría afectar a la interacción planta-murciélago al enmascarar las señales que permiten la detección tanto del recurso floral como de los depredadores (Brumm y Slabbekoorn, 2005). Los sonidos antrópicos como las industrias y automóviles se concentran en frecuencias más bajas que las llamadas de ecolocalización de los murciélagos, por lo que podrían desarrollar conductas aversivas al ruido y evitar estos sitios, como sucede en murciélagos insectívoros (Stone *et al.*, 2015). Estas conductas aversivas podrían limitar la eficiencia en la búsqueda del alimento (Luo *et al.*, 2015; Russo y Ancillotto, 2015; Egert-Berg *et al.*, 2021) y, desde la perspectiva de la planta, reducir el éxito reproductivo (Bunkley *et al.*, 2015). Sin embargo, aún no existen estudios que hayan probado explícitamente algún efecto del ruido antrópico en la polinización de plantas quiropterofílicas.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Sitio de estudio

El estudio se realizó en la ciudad de Mérida, localizada al noroeste de la península de Yucatán, con una superficie de 858.41 km². Mérida se ubica a menos de 50 km del Golfo de México, entre los paralelos 20° 45' y 21° 15' latitud norte y los meridianos 89° 30' y 89° 45' de longitud oeste, limita al norte con los municipios de Progreso y Chicxulub; al sur con Tecoh, Abalá y Timucuy; al este con Conkal, Kanasín y Tixpéhual, y al oeste con Ucú y Umán. La zona conurbada la integran los municipios de Kanasín, Conkal, Ucú, Umán, Tixpéhual y Progreso.

La temperatura promedio anual de la ciudad es de 26° C, con una máxima de 32° C y una mínima de 19° C. Durante los meses más calientes (abril a junio) la temperatura puede superar los 40° C y la humedad relativa puede estar por arriba del 95% lo que, junto con las altas temperaturas, genera una sensación térmica mayor (equivalente de temperatura percibida por el humano utilizando la humedad relativa y la temperatura del ambiente), de hasta 10° C por encima de la temperatura ambiente (Orellana Lanza *et al.*, 2010). La temperatura de la ciudad varía espacialmente, en parte por la presencia de islas de calor (Pérez, 2017). La región en la que se encuentra la ciudad de Mérida es cálida subhúmeda con lluvias en verano (julio a octubre), con precipitaciones de hasta 1050.4 mm, con dos estaciones diferenciadas en el año: temporada de sequía (abril a junio) y temporada de lluvias (julio a octubre) (Ayuntamiento de Mérida, 2018). Mérida es el municipio más importante del estado de Yucatán, representa la capital política y económica

(INEGI, 2015). Tiene una población aproximada de 995,129 habitantes (INEGI, 2020), lo que representa el 43% de la población total del estado.

5.1.1 Fauna urbana en Mérida

Entre las especies comunes de vertebrados que podemos encontrar dentro de la ciudad de Mérida están las zarigüeyas (*Dydelphis marsupialis*), ardillas (*Sciurus yucatanensis*), las iguanas (*Ctenosaura similis*) y zanates (*Quiscalus mexicanus*), esta última es un ave invasora. Entre las aves nativas más comunes que se pueden observar son las yuyas (*Icterus gularis*), cenizontes (*Mimus gilvus*), pájaros tho (*Eumomota superciliosa*) loros (*Amazona xantholora*), cardenales (*Cardinalis cardinales*), pájaros carpinteros (*Melanerpes pygmaeus*) y tortolas (*Columbina talpacoti*), entre otras (Ayuntamiento de Mérida, 2003). También, se ha observado algunas especies de murciélagos asociados a jardines urbanos (*Peropteryx macrotis*), edificaciones (*Mormoops megalophylla*, *Pteronotus parnellii* y *Natalus mexicanus*), o forrajeando cerca de luces artificiales (*Pteronotus davyi*, *Lasiurus ega* y *Rhogeessa aeneus*) y cuerpos de agua (*Myotis keaysi*, *Eptesicus furinalis* y *Lasiurus intermedius*). En los últimos años, estudios como el de Uribe Becomo (2017) y el de Rydell y colaboradores (2002) han registrado murciélagos insectívoros en parques urbanos, las especies más abundantes fueron *Eumops underwoodi*, *Molossus rufus*, *Molossus alvarezii* y *Promops centralis*. De igual manera, se ha descrito la presencia de murciélagos frugívoros como *Artibeus jamaicensis* y el omnívoro *Glossophaga soricina*, especies importantes en la polinización y dispersión de semillas de diversas especies cultivadas y silvestres (Panti-May *et al.*, 2021).

5.2 Áreas verdes en Mérida

En el año 2010, Mérida contaba con aproximadamente 5.12 Km² de cubierta vegetal, distribuidos en 490 parques y otros espacios urbanos (Ayuntamiento de Mérida, 2010). Esta área representa 6.9 m² de área verde por habitante (Ayuntamiento de Mérida, 2003), cantidad que está por debajo de la sugerencia de la OMS de 9 m² por habitante (ONU, 2015). Las especies dominantes nativas en las áreas de verdes de Mérida son el Jabín (*Pisicidia psicpula*), maculis (*Tabebuia rosae*), la ceiba (*Ceiba pentandra*), el ciricote (*Cordia dodecandra*) y entre las exóticas las más frecuentes están el framboyán (*Delonix regia*) y la lluvia de oro (*Cassia fistula*) (López-Falfán, 2008). Sin embargo, la distribución, abundancia y diversidad de las especies en las áreas verdes está directamente relacionada con las formas de los asentamientos habitacionales, en donde los habitantes adecuan su entorno de acuerdo con sus necesidades (Pérez-Medina y López-Falfán, 2015).

5.3 Especie en estudio

Ceiba pentandra es un árbol con distribución pantropical y de origen americano (Baker, 1965). Está presente en bosques húmedos o en zonas más húmedas de los bosques secos (Bocanegra-González *et al.*, 2018). En México se distribuye en la vertiente del golfo desde el sur de Tamaulipas hasta la península de Yucatán y, en la del pacífico, desde el sur de Sonora hasta Chiapas (Pezzini *et al.*, 2020). *C. pentandra* es un árbol emergente, de los más grandes en América, caducifolio, de 20 a 40 m de altura en promedio, presenta una copa redondeada y amplia, hojas palmadas compuestas, tronco cilíndrico sólido, grueso y recto, con contrafuertes grandes (Gribel *et al.*, 1999). Las flores son actinomorfas, agrupadas en inflorescencias (Fernández *et al.*, 2008). Las flores presentan un síndrome claro de

polinización por murciélagos: despiden un aroma añejo, la antesis es nocturna, producen abundante néctar y viven una sola noche (Gribel *et al.*, 1999; Munguía-Rosas, 2003). Los pétalos son de color blancuzcos a rosados, las corolas son globosas (con un diámetro de aproximadamente 3 cm), péndulas, provistas de cinco pétalos, cinco anteras y un solo estilo; aunque las flores son hermafroditas, estas son autoincompatibles (Gribel *et al.* 1999). La floración es masiva y transcurre entre diciembre y febrero, en el hemisferio norte (Gribel *et al.*, 1999). Los frutos son cápsulas oblongas que contienen de 66 a 250 semillas de 4 a 8 mm, rodeadas por abundante vello sedoso blanco, son dehiscentes y dispersadas por el viento con un tiempo de maduración de entre 4 a 6 semanas, después de la polinización de las flores (Frankie *et al.*, 1974).

Las flores de *C. pentandra* son polinizadas principalmente por murciélagos (Elmqvist *et al.*, 1992; Gribel *et al.*, 1999). El síndrome de quiropterofilia está muy extendido en la subfamilia Bombacoide (Malvaceae), reportándose en especies del género *Pseudobombax* (Gribel y Gibbs, 2002) y en diversas especies de *Ceiba* (Quesada *et al.*, 2003; Stoner *et al.*, 2003). Entre las especies de murciélagos reportados como polinizadores de *C. pentandra* figuran *Epomophurus gambianus* (Ayensu, 1974), *Nanonycteris veldkampii* y *Eidolon helvum* en África (Baker y Harris, 1959); *Phyllostomus hastatus* (Gribel *et al.*, 1999), *Phyllostomus discolor* en Brasil (Calvalho, 1960); *Phyllostomus discolor* y *Glossophaga soricina* en Costa Rica (Heithaus *et al.*, 1975). En México se ha reportado a *Leptonycteris curasoae* y *Glossophaga soricina* (Stoner *et al.*, 2003); sin embargo, en Yucatán se ha observado principalmente a *Artibeus jamaicensis* visitando las flores de *C.*

pentandra (MacSwiney *et al.*, 2012). Particularmente en la ciudad de Mérida, durante la ejecución de este trabajo se capturaron además de los murciélagos *Artibeus jamaicensis* y *A. lituratus* (Phyllostomidae: Stenodermatinae), a *Sturnira liliium* (Phyllostomidae: Stenodermatinae), y *Glossophaga soricina* (Phyllostomidae: Glossophaginae) con polen de *C. pentandra* en su pelaje en la cercanía de dos árboles en floración (Dzul-Cauich, No publicado).

5.4 Muestreo

Las unidades de análisis fueron arboles de *Ceiba pentandra* en estado reproductivo. Para lograr una representatividad del área de estudio, se realizó una búsqueda de árboles tal que cubrieran la mayor superficie de la misma y que al mismo tiempo estuvieran en lugares con condiciones contrastantes de LAN y RU. Por lo tanto, se seleccionaron 43 árboles reproductivos con al menos una separación de 1 km y ramas con flores accesibles (entre 2 y 3 m de la altura) que estaban ubicados en parques y jardines públicos, así como en camellones y glorietas de calles y avenidas. Algunos árboles (3) estaban en jardines privados o terrenos residenciales amplios. Los propietarios dieron autorización para trabajar en el área durante la noche.

Los árboles se encontraban en un ambiente lumínico contrastante, desde sitios con escasa LAN, hasta otros que recibían LAN directa y deliberadamente (algunos con fines puramente estéticos) (Fig.1 y 2). También se incluyeron algunos árboles en la zona conurbada de la ciudad de Mérida con las mismas características para alcanzar un tamaño de muestra mayor (ver mapa con distribución de árboles en Anexo 1).

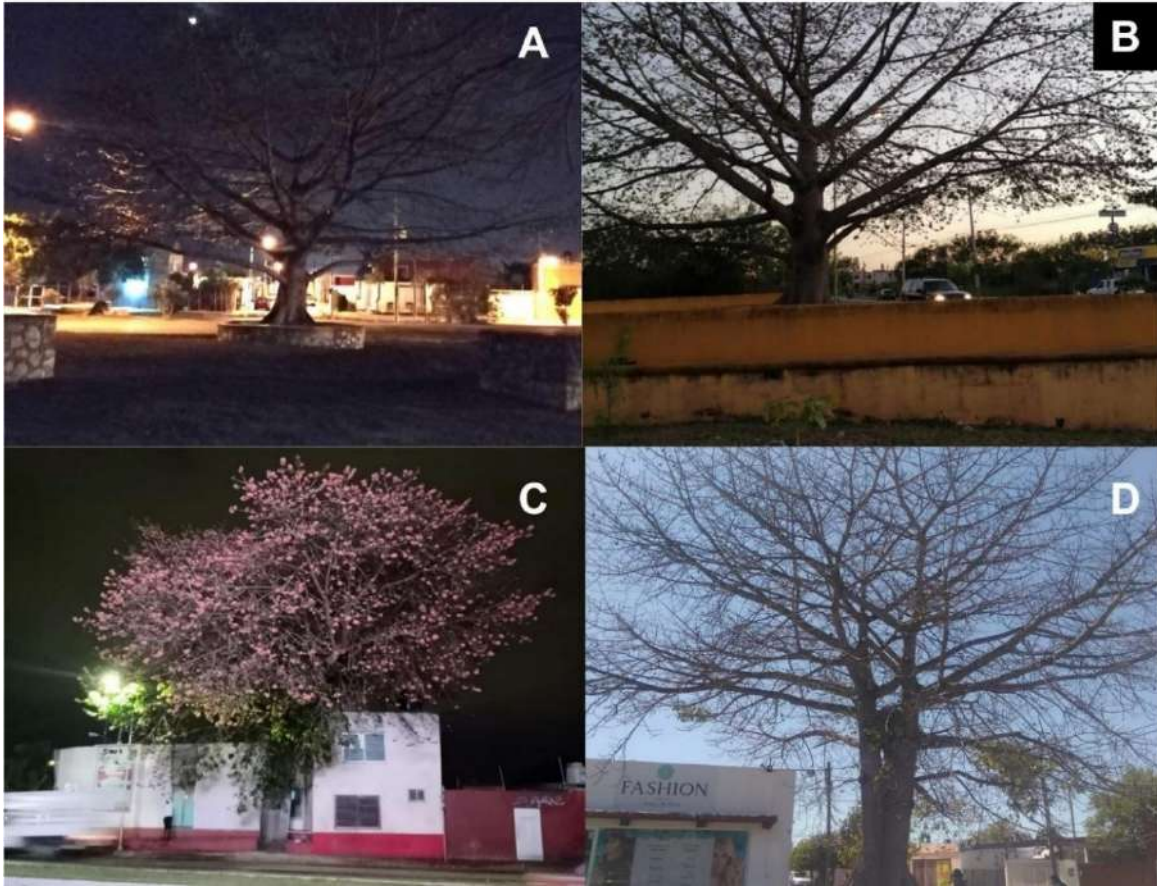


Figura 1. Árboles de *Ceiba pentandra* en la zona de estudio. Nótese el contrastante número de luminarias y, por lo tanto, de iluminación artificial de cada micrositio en el entorno inmediato de los árboles seleccionados. **A.** Árbol en la colonia Juan pablo II, **B.** Árbol en el Parque Ecológico del Poniente, **C.** árbol en banqueta del circuito colonias (Tanlum) y **D.** Árbol en el fraccionamiento Residencial Norte Chenkú.

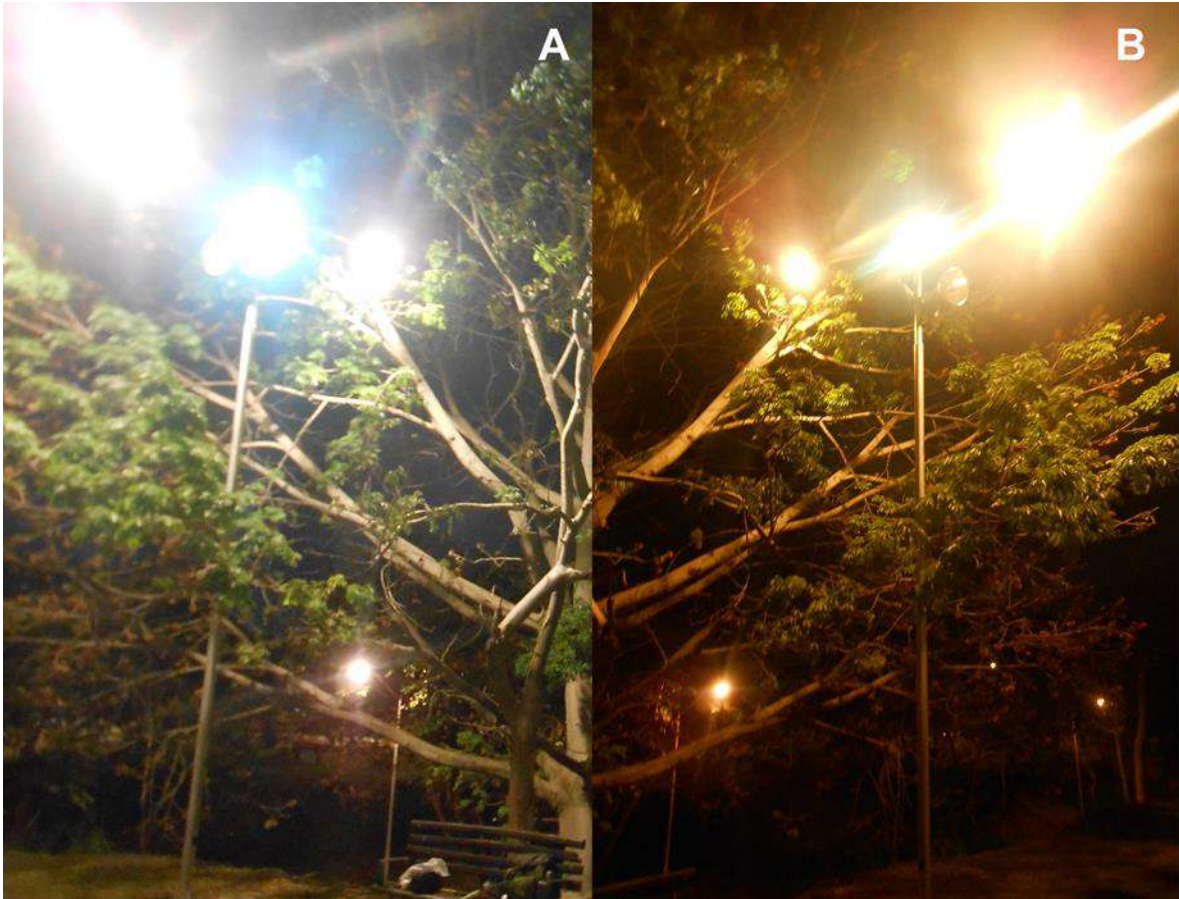


Figura 2. Árboles de *Ceiba pentandra* estudiados en floración expuestos a intensa luz artificial nocturna. **A.** Árbol expuesto a Luz blanca (LED) y **B.** Árbol expuesto a luz amarilla (sodio de alta presión).

5.5 Colecta de datos

El estudio se realizó durante los meses de enero y febrero de los años 2020 y 2021, meses que corresponde a los periodos de floración de la especie en estudio en Yucatán. Debido a que la antesis de las flores de *C. pentandra* es nocturna, el registro de la identidad de los polinizadores, su tasa de visitación y la conducta durante la visita fueron registradas con video grabaciones con una cámara Sony Handy Cam DCR-345, provista de luz infrarroja y micrófono integrado para el

registro del sonido ambiental (Stoner *et al.*, 2002; Munguía-Rosas *et al.*, 2010; Aguilar-Rodríguez *et al.*, 2014). En cada uno de los 43 árboles seleccionados, se filmó una inflorescencia accesible (< 4 m de altura) por cada árbol, por noche. Todos los árboles fueron grabados una sola noche para evitar pseudoreplicación (43 horas totales de grabación). Se seleccionaron inflorescencias con 5 a 48 flores abiertas (26.53 ± 9.45 de aquí en adelante los valores serán $\text{media} \pm 1 \text{ error estándar}$). Para la grabación, la cámara se montó sobre un tripie a nivel del suelo, a una distancia aproximada de 1.5 a 2.5 m de la inflorescencia, que es también el máximo alcance del infrarrojo y, así, se evitó interferir con la actividad de visita. Se enfocaron flores abiertas procurando que los órganos sexuales sean visibles en el campo de grabación (Fig. 3). El tiempo de grabación fue de 1 hora a partir de la antesis (típicamente 8 a 9 pm). Este periodo de grabación incluye el pico de actividad de los murciélagos filostómidos (Fenton *et al.*, 1977). Por cada grabación se registró la condición climática (presencia de lluvia, viento fuerte, etc.), la fase lunar y el número de flores abiertas por inflorescencia grabada. Las grabaciones eran almacenadas en formato minidvd para su posterior revisión y análisis con el programa Wondershare Filmora versión 10.0.

Por cada video se determinó el número de visitas, la identidad del visitante hasta el nivel taxonómico más fino posible, si tocaba los órganos reproductivos de la flor y la duración de la visita. La revisión de los videos se realizó a una velocidad de tres fotogramas por segundo. Esta velocidad es más lenta que el evento en tiempo real de la grabación, lo que permitió observar de manera más precisa los detalles de las visitas.



Figura 3. Técnica de grabación de visitas de polinizadores nocturnos de *Ceiba pentandra*. En la fotografía se muestra la cámara montada en un trípode y el sensor cuántico de luz acoplado a un registrador de datos, sostenido por el autor.

5.6 Contaminación lumínica

Simultáneamente con la grabación de visitantes, se midió la cantidad de luz con un registrador de datos (modelo: LI-1500) y un sensor cuántico (LI-190R). Dicho equipo detecta la densidad de flujo de fotones (PDF por sus siglas en inglés) a una longitud de onda entre los 400 y 700 nanómetros, conocida también como radiación fotosintéticamente activa (PAR de sus siglas en inglés), el equipo puede registrar mediciones de hasta de 500 Hz, lo suficientemente rápido como para medir la

velocidad de parpadeo de las bombillas fluorescentes, iridiscentes, incandescentes y LED (Li-Cor, Lincoln, NE, USA). La densidad de fotones en el rango de PAR es relevante para las plantas ya que esta es la longitud de onda que pueden usar durante el proceso de fotosíntesis. Así mismo, algunos autores han recomendado usar la densidad de fotones de la radiación fotosintéticamente activa como medida de contaminación lumínica cuando se trata de aspectos ecológicos, debido a que es una longitud de onda relevante para varios procesos biológicos (Longcore y Rich, 2004).

Para la medición de la densidad de fotones, el sensor se colocó cerca de la inflorescencia grabada, pero evitando la sombra de la copa (distancia máxima de la flor al sensor fue 1m), de manera que el sensor recibiera una intensidad lumínica similar que las flores grabadas. Se realizaron dos mediciones: al inicio y al final de la grabación, mismas que se promediaron para el análisis. De igual manera, se registraron las condiciones ambientales que podrían afectar las mediciones como presencia de nubes y la fase lunar. Se registró el tipo de luces cuya luz incidió sobre el árbol grabado, la gran mayoría caía en la categoría de sodio de alta presión (blanca y amarilla) (56%) y LED (44%). Este dato se usó para expresar la densidad de fotones en lúmenes por metro cuadrado o unidades lux. Aunque las unidades lux usan como referencia la percepción humana y no los organismos involucrados en el estudio, estas unidades son utilizadas en la normatividad en cuanto a contaminación lumínica y permite comparar con estudios de este tipo (Longcore y Rich, 2004).

5.7 Contaminación acústica.

La intensidad y frecuencia de sonido durante la grabación fue obtenida del audio de los videos, apoyado con el programa Audacity 3.0.2 para Windows. Dicho programa permite obtener la intensidad de sonido en decibeles y la frecuencia del sonido en Hertz. Los valores obtenidos corresponden al promedio de los valores más altos observados en 6 intervalos de medición de 10 minutos (6 mediciones por árbol por noche). El programa usa como referencia para el cálculo de intensidad el sonido más fuerte y le asigna arbitrariamente el valor de 0, por lo que las unidades fueron originalmente negativas. Aunque es posible hacer los análisis con esta escala, los valores fueron convertidos usando como referencia la percepción humana promedio, mediante la medición en el software de un sonido de referencia con valor en decibeles en la escala audible conocida para el humano. Dado que esta es la escala que típicamente se reporta, esto permitió hacer comparaciones con otros estudios.

5.8 Cargas de polen y germinación de tubos polínicos

Para determinar el tamaño de la carga de polen depositado por los polinizadores nocturnos en el estigma de las flores; en cada árbol seleccionado, se colectaron por la mañana posterior al día de grabación (6 a 7 am) 5 flores de la inflorescencia filmada o una cercana (*i.e.* en la misma rama) y fueron posteriormente fijadas en una solución de formaldehído, alcohol, ácido acético, cabe mencionar que la polinización de *C. pentandra* es casi exclusiva por murciélagos, carácter atribuido al tiempo de apertura de las flores y reducida receptividad del estigma (Gribel *et al.*, 1999); por lo que en este trabajo el robo de néctar no es fenómeno frecuente. Posterior a la colecta, las flores fueron llevadas al laboratorio para ser disectadas y

extraer los estilos, aclararlos y posteriormente realizar el conteo de granos de polen y tubos polínicos (n=123 flores; ver detalles de la técnica en el Anexo 2). Se consideró como grano de polen germinado, cuando el tubo polínico presentaba una longitud igual o superior al diámetro del grano de polen (Aproximadamente 1 mm; Fig. 4).

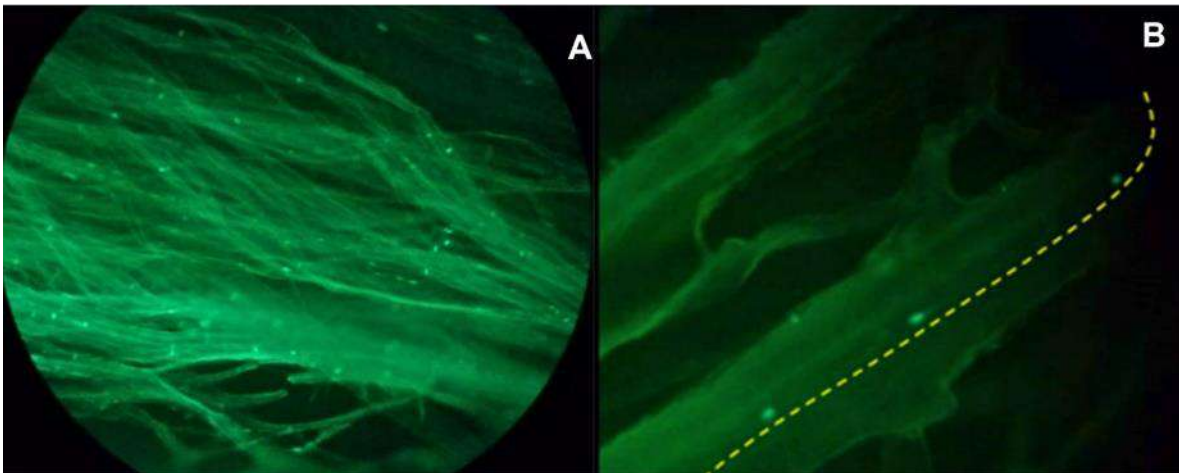


Figura 4. Granos de polen que germinaron y desarrollaron tubos polínicos. **A.** Tubos polínicos teñidos y observados bajo microscopía de fluorescencia (elongación de tubos polínicos) y **B.** Puntos de calosa teñidos en donde se observa la dirección de la elongación del tubo (señalada con línea amarilla).

5.9 Amarre de frutos y semillas

Como medida de éxito reproductivo, en los mismos árboles donde se realizaron las grabaciones, se seleccionaron al azar entre 10 y 20 flores accesibles por árbol, mismas que tuvieron condiciones lumínicas similares a las flores grabadas. Dichas flores fueron marcadas y monitoreadas, hasta que se desarrolló el fruto o la flor fuese abortada. Así mismo, se colectaron de 5 a 10 frutos maduros de una inflorescencia (con las características ya referidas) para realizar el conteo de las

semillas aparentemente viables ($n=171$ frutos colectados). Para conocer el número de óvulos por flor y poder calcular el amarre de semillas, se colectaron 4 flores de 4 árboles, se disectaron longitudinalmente y se contó el número de óvulos, el promedio de las 4 flores se usó como denominador para calcular el amarre de semillas.

5.10 Contexto urbano y recursos florales

Adicional al registro de los componentes de la polinización y la contaminación lumínica y acústica, se evaluaron otras variables del contexto de cada árbol que, aunque no son de interés primario, pueden influir en las variables de interés (covariables). Una variable que puede influir en la tasa de visita es el tránsito de autos, medido indirectamente como la distancia de cada árbol a la avenida principal más cercana. Para esto se ubicaron los 43 árboles en imágenes de satélite disponible en Google Earth y se procedió a medir la distancia en línea recta del árbol a la avenida más cercana.

Otra covariable relevante fue el área verde en el entorno inmediato de los árboles seleccionados. Para evaluar esto, una vez ubicados los árboles en la imagen de satélite, se procedió a trazar un círculo con radio de 1 km alrededor de cada árbol (área = 314 ha) dentro la cual se identificaron los polígonos de áreas verdes. Las áreas de los polígonos de áreas verdes se sumaron para calcular la cantidad total de área verde que rodea a cada árbol.

Finalmente, otra covariable importante que podría influir en el fenómeno de interés, fue la cantidad de recursos florales que produce cada árbol, también conocido como despliegue floral. Para estimar esta covariable, en días adicionales

(días donde no se realizaron grabaciones) se utilizó la técnica de Gribel y colaboradores (1999) que consistió en colocar 4 colectores de flores de 1 m² distribuidas aleatoriamente debajo de dos árboles por 12 horas, iniciando al anochecer (Fig. 5). Con la cantidad de flores colectadas por colector se obtuvo un estimado de densidad floral (flores por 1 m²). El promedio de las cuatro trampas se consideró la densidad floral típica y se extrapolaró al área de la copa proyectada en el suelo de cada uno de los 43 árboles seleccionados, calculada como el área de una elipse (radio mayor · radio menor · π).



Figura 5. A. Disposición de los colectores de flores para estimar la producción de flores en arboles de *Ceiba pentandra*. **B.** Acercamiento a colector donde se aprecian los detalles de su estructura.

5.11 Análisis de datos

Para probar los efectos de LAN y RU, así como de las covariables en los distintos componentes de polinización, se ajustaron modelos lineales generalizados (GLM por sus siglas en inglés) con distribución de error apropiada. Debido a que el interés

principal fue probar la significancia de todas las variables y no obtener un modelo con capacidad predictora, se presentan las estadísticas del modelo completo.

Como variables fijas se incluyeron en el modelo la luz en unidades de densidad de fotones, la intensidad del ruido en decibeles y la frecuencia del mismo en Hertz, así como la distancia a la avenida más cercana, el área verde, los recursos florales y la fase lunar. El efecto de estas variables se evaluó sobre el número de visitas con un modelo quasi Poisson y sobre la duración promedio de las visitas por árbol se abordó mediante un modelo con error gaussiano; en este modelo, los árboles que no recibieron visitas fueron excluidos del análisis. El efecto de las mismas variables, excepto por la exclusión de la fase lunar y la adición del número de visitas como predictor, sobre el número promedio de granos de polen por estigma y la proporción de granos que desarrollaron tubos polínicos fueron evaluados con modelos con error gaussiano. En el caso de la proporción de granos de polen que germinaron, se requirió de la transformación de esta variable usando raíz cuadrada del arcoseno para conseguir un mejor ajuste. La influencia de estos mismos predictores sobre el amarre de frutos (frutos/flores marcadas) y de semillas (semillas / número de óvulos) fueron abordados con un modelo binomial y gaussiano, respectivamente. En el caso del amarre de semillas, esta variable se transformó usando la raíz cuadrada del arcoseno.

En todos los casos se evaluó el ajuste del modelo mediante la examinación de la distribución de los residuales y el factor de escala. Se exploraron diversas distribuciones de error y transformaciones de datos, pero solo se reportan los modelos con mejor ajuste. Para cada modelo, se evaluó la correlación entre

variables usando el factor de inflación de la varianza (FIV). En todos los casos, el valor de FIV fue menor a 5, lo que sugiere que la multicolinealidad entre las variables predictoras en los modelos fue de baja a moderada.

Los análisis se realizaron con el paquete stats de R versión 3.5.2 (R Development Core Team, 2008), para los gráficos se utilizó el programa Microsoft Excel.

6. RESULTADOS

6.1 Descripción del sistema de estudio

Durante todas las visitas grabadas, los murciélagos aterrizaron sobre la corola de la flor, posándose mientras libaban el néctar. Generalmente, los murciélagos solo visitaban una flor de cada inflorescencia grabada. Todos los murciélagos que visitaron las flores tuvieron contacto con ambos órganos reproductivos de la flor: estigma y anteras (Fig. 6).

El 44% de los árboles seleccionados se encontraban en ambientes iluminados con luz artificial blanca, mientras que el 56% en ambientes iluminados con luces amarillas (sodio de alta presión). El nivel de LAN fue altamente variable, desde sitios con escasa iluminación artificial ($0.001 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$; 0.094 Lux) hasta sitios muy iluminados ($0.243 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$; 18.197 Lux), el promedio de iluminación en la ciudad fue de $0.06 \pm 0.07 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ equivalente a 5.06 ± 5.62 lux. En cuanto a RU, el promedio fue de 65.70 ± 15.44 dB, y en frecuencia fue 147.03 ± 83.10 Hz. La distancia a la avenida más cercana fue de 52.73 ± 86.37 m. La cubierta vegetal en el área circundante de cada árbol fue de $13,190 \pm 6207$ ha. El porcentaje de amarre de fruto fue 1.60 ± 2.48 % y el número de semillas por fruto fue de 191.76 ± 44.22 .



Figura 6. A. Actividad de forrajeo de murciélagos del género *Artibeus* en las flores de *Ceiba pentandra*. **B.** Conducta de visita de murciélago del género *Artibeus* sobre las flores de *C. pentandra*. Estos murciélagos se posan en la inflorescencia para consumir el néctar. El color amarillo en el pelaje de los murciélagos se debe a polen presuntamente de *C. pentandra*.

6.2 Efecto de la contaminación lumínica y acústica en la actividad de visita

El número de visitas presentó una relación estadísticamente significativa y negativa (coeficiente: -5.522) con la intensidad de sonido ($X^2_1=7.50$, $P<0.05$; Fig. 7); es decir, la intensidad de sonido inhibió la tasa de visitas (Fig. 7). En cuanto al modelo con duración de visitas como variable dependiente, se presentó una relación significativa y negativa (coeficiente: -5.54) de esta variable con la intensidad lumínica ($F_{1,7}=8.05$, $P<0.01$; Fig. 8). Es decir, mientras mayor sea la intensidad lumínica, el tiempo de visita de los murciélagos a las flores fue menor (Fig. 8). Los efectos del resto de las variables incluidas tanto en el modelo de tasa de visita como de duración de visitas, no fueron estadísticamente significativos (Tabla 1).

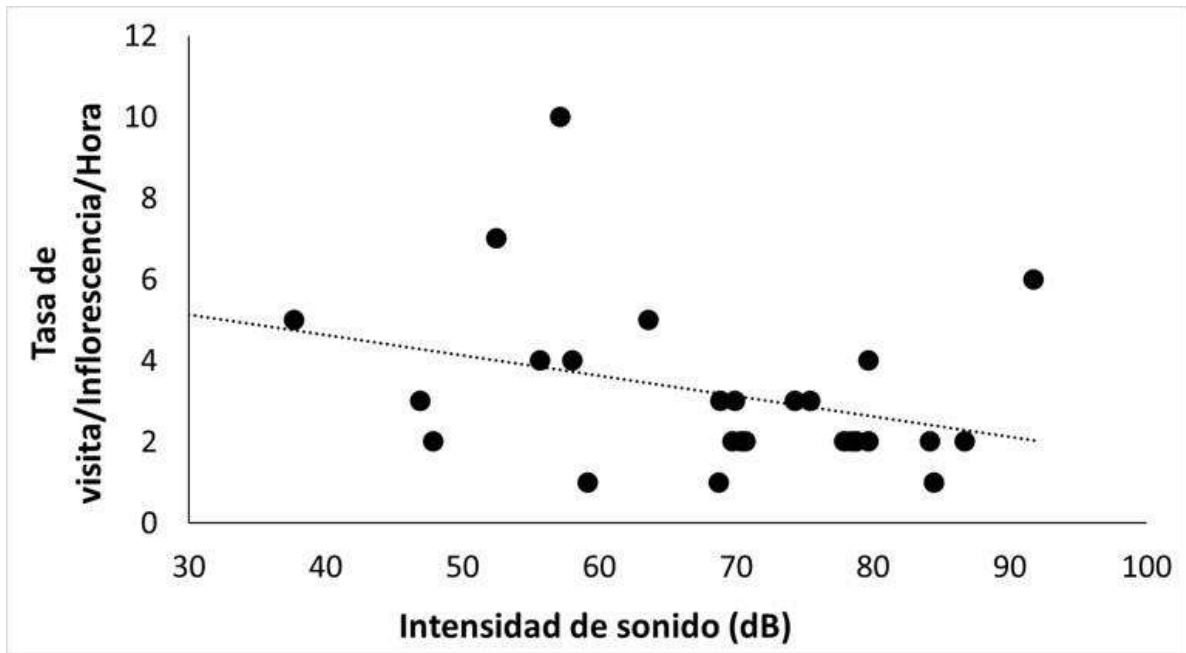


Figura 7. Relación de la intensidad de sonido con la tasa de visitas de murciélagos sobre las inflorescencias de *Ceiba pentandra*. La pendiente de la línea de tendencia fue estadísticamente diferente de cero ($p < 0.05$).

Tabla 1. Resultados de modelos lineales generalizados ajustados para evaluar el efecto de la contaminación lumínica y acústica sobre diferentes componentes de la polinización. La contaminación acústica se midió tanto la intensidad como la frecuencia. Se incluye también el efecto de algunas covariables relacionadas con el contexto urbano del árbol y la disponibilidad de recursos en el contexto más inmediato de cada árbol filmado.

Variable independiente	Variable dependiente					
	Visitas	Duración de visitas	Carga de polen	Germinación de TP	Amarre de frutos	Amarre de semillas
Intensidad lumínica	$X^2_1=2.09$ ns	$F_{1,7}=8.05^{**}$ (-)	$X^2_1=15.54^{**}$ (-)	$X^2_1=0.03$ ns	$X^2_1=29.03^*$ (+)	$X^2_1=44.13^{**}$ (+)
Frecuencia de sonido	$X^2_1=5.69$ ns	$F_{1,7}=2.88$ ns	$X^2_1=1.16$ ns	$X^2_1=0.41$ ns	$X^2_1=3.28$ ns	$X^2_1=0.38$ ns
Intensidad de sonido	$X^2_1=7.50^*$ (-)	$F_{1,7}=0.14$ ns	$X^2_1=0.02$ ns	$X^2_1=0.11$ ns	$X^2_1=0.73$ ns	$X^2_1=0.26$ ns
Remanentes de vegetación	$X^2_1=1.15$ ns	$F_{1,7}=1.29$ ns	$X^2_1=2.34$ ns	$X^2_1=0.55$ ns	$X^2_1=15.05^*$ (+)	$X^2_1=2.93$ ns
Distancia a la avenida más cercana	$X^2_1=1.94$ ns	$F_{1,7}=0.71$ ns	$X^2_1=0.50$ ns	$X^2_1=1.53$ ns	$X^2_1=2.68$ ns	$X^2_1=0.20$ ns
Número de flores	$X^2_1=0.52$ ns	$F_{1,7}=1.55$ ns				
Fase lunar	$X^2_3=3.51$ ns	$F_{3,7}=0.73$ ns				
Producción de flores	$X^2_1=4.01$ ns					

ns= no significativo, *****= $p<0.05$, ******= $p<0.01$), **TP**=tubos polínicos, **+**= relación positiva, **-**= relación negativa.

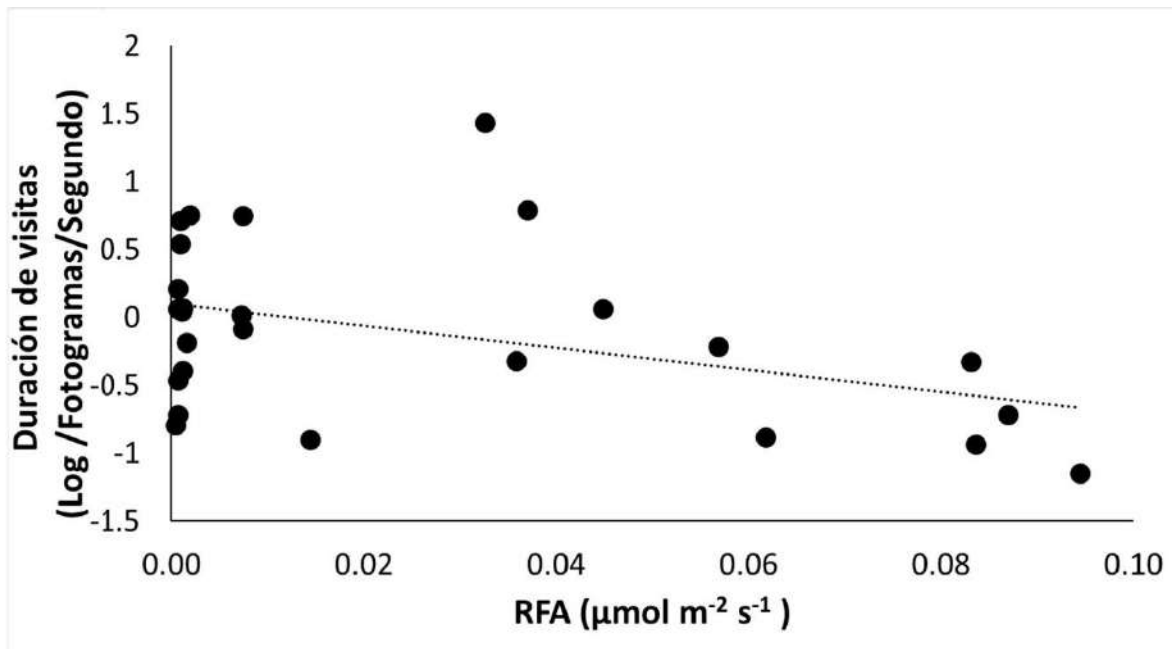


Figura 8. Relación de la intensidad lumínica (medida en densidad de fotones en la longitud de radiación fotosintética activa [RFA]) con la duración de las visitas de los murciélagos a las flores de *Ceiba pentandra*. La pendiente de la línea de ajuste fue estadísticamente diferente de cero ($p < 0.01$).

6.3 Deposición y germinación de polen

Se identificó una relación estadísticamente significativa y negativa (coeficiente: -409.52 ± 254.74) de la intensidad lumínica con la carga de polen ($\chi^2_1 = 15.54$, $P < 0.01$); es decir, a mayor intensidad lumínica, la deposición de polen que realizaron los murciélagos a las flores fue menor (Fig. 9). Para el caso de la germinación de polen, ninguna de las otras variables incluidas en el modelo tuvo un efecto significativo (Tabla 1).

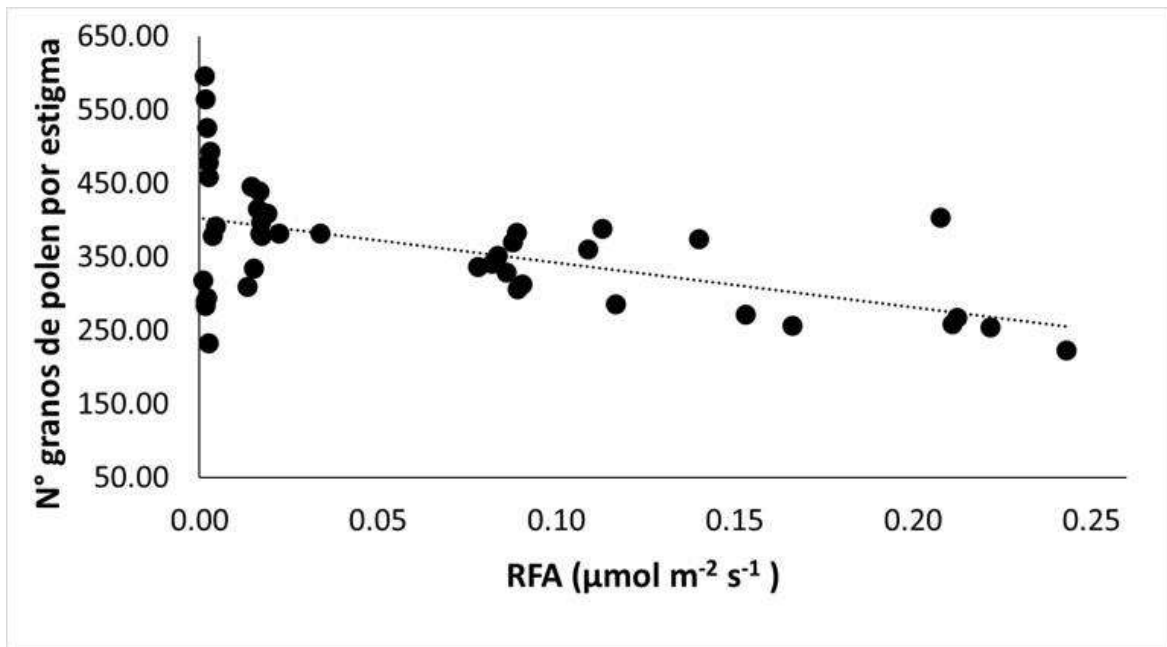
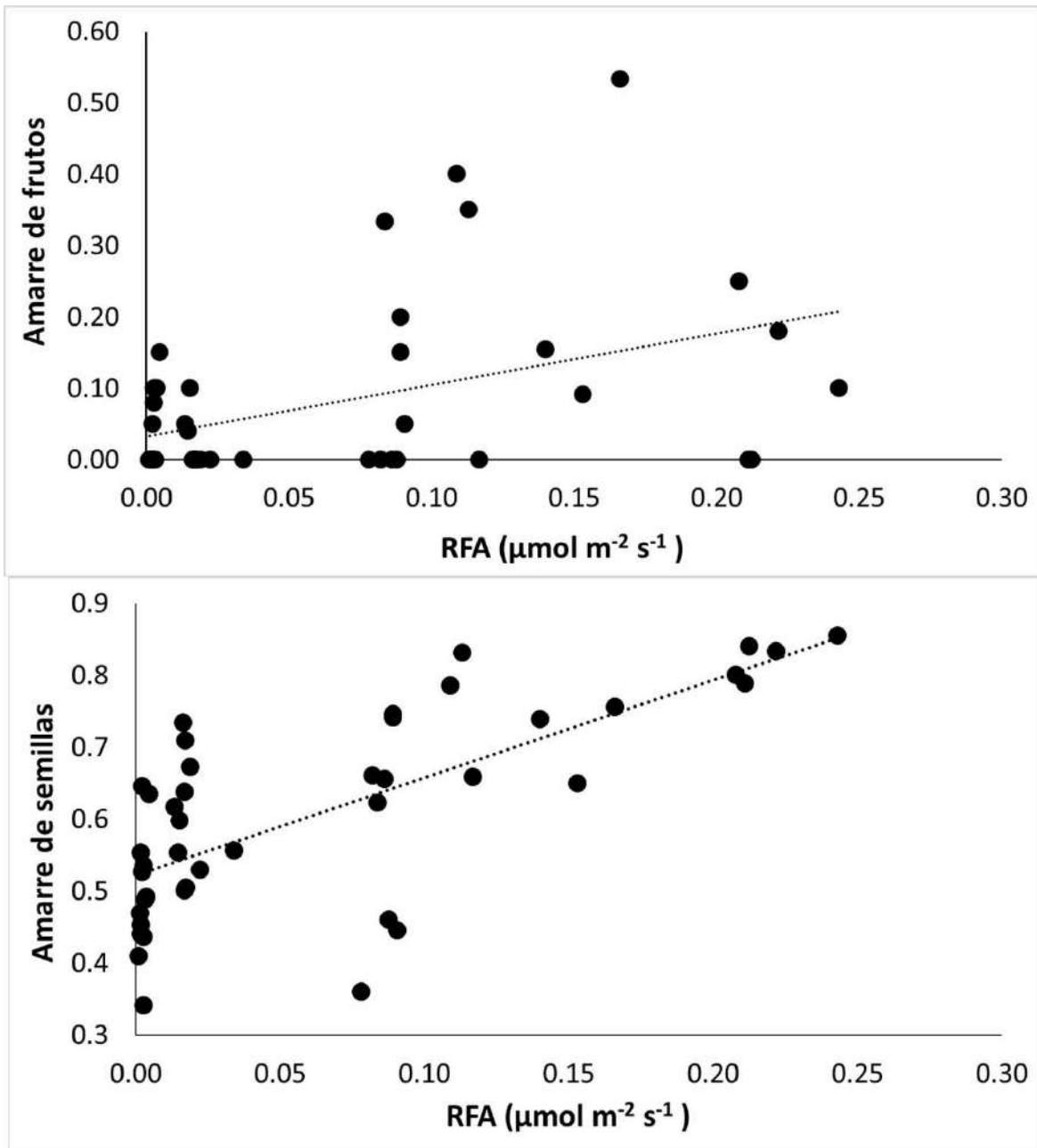


Figura 9. Relación de la intensidad lumínica (Medida en densidad de fotones en el espectro de la radiación fotosintética activa [RFA] con la carga de polen de flores de *Ceiba pentandra* en un medio urbano. La pendiente de la recta fue estadísticamente diferente de cero ($p < 0.01$).

6.4 Amarre de frutos y semillas

Tanto el amarre de frutos (coeficiente: 35.08 ± 36.20) como de semillas (coeficiente: 6.26 ± 3.57) presentaron relaciones significativas positivas con la densidad de fotones (Fig. 10). La cantidad de área verde también presentó una relación estadísticamente significativa y positiva (0.04 ± 0.01) con el amarre de frutos ($\chi^2_1 = 15.05$, $P < 0.05$; Fig. 11), el resto de las variables no tuvieron un efecto significativo sobre esta variable y el amarre de semillas (Tabla 1).



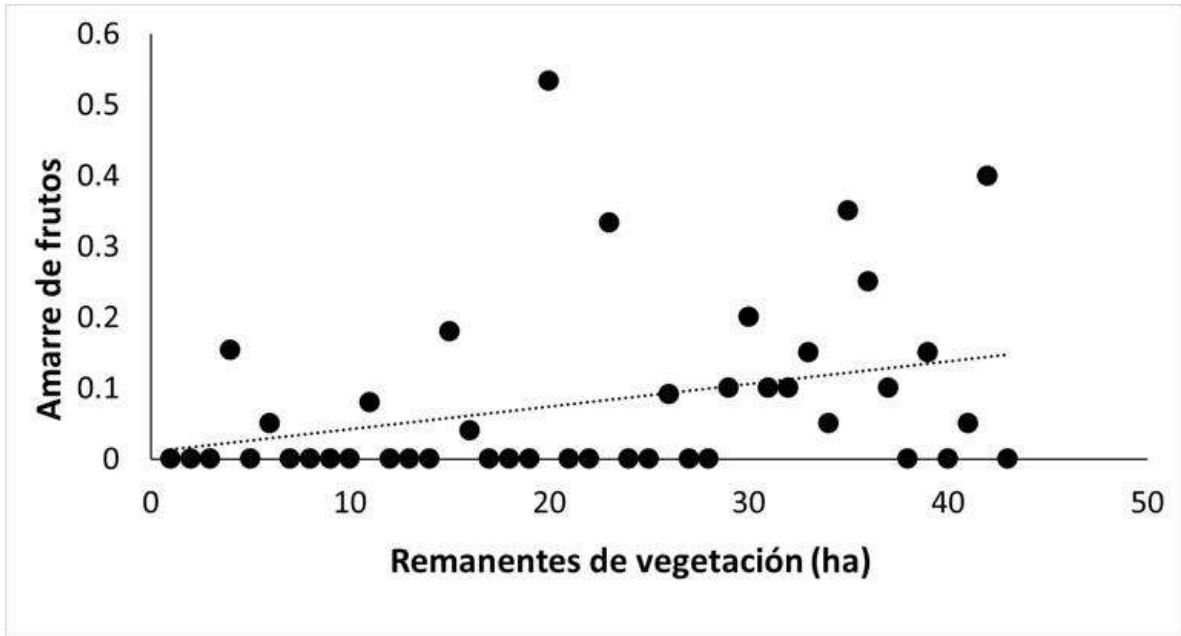


Figura 11. Relación entre el área total de los remanentes de vegetación en un diámetro de 2 km alrededor de árboles muestreados y el amarre de frutos de *Ceiba pentandra* en un ambiente urbano. La línea de ajuste muestra una pendiente estadísticamente diferente de cero ($p < 0.05$).

7. DISCUSIÓN

Este trabajo proporciona la primera evidencia del efecto de la contaminación lumínica y acústica en los principales componentes de polinización (incluyendo el éxito reproductivo) de una planta polinizada por murciélagos. De acuerdo con la hipótesis planteada, la tasa y duración de visita de murciélagos fue afectada negativamente por LAN y RU, respectivamente. La contaminación lumínica también causó una reducción en la carga de polen observada en las flores de *C. pentandra*. Sin embargo, estas variables solo representan dos componentes de la polinización: visita y transferencia de polen. En contraste con estos efectos negativos; inesperadamente, la contaminación lumínica tuvo un efecto positivo en la producción de frutos y semillas.

Aunque existe evidencia de que la contaminación lumínica y acústica pueden afectar algunos componentes de la polinización en plantas polinizadas por animales nocturnos, estos estudios se restringen a plantas polinizadas por polillas y, generalmente, se enfocan en la abundancia de potenciales polinizadores y la transferencia de polen, por lo que las consecuencias que esto pueda tener en el éxito reproductivo de las plantas solo había sido inferido en estudios previos (Macgregor *et al.*, 2019; pero ver Knop *et al.*, 2017).

En su conjunto, los resultados encontrados sugieren que los efectos negativos de la contaminación lumínica y acústica observados en las primeras etapas de la polinización no causan un efecto en cascada sobre etapas posteriores de la polinización de *C. pentandra*. Esto probablemente es debido a que, aunque hay un impacto negativo sobre la actividad de visitantes, se detectó un efecto

compensatorio en la producción de frutos y semillas como documentado en otros estudios (Bennie *et al.*, 2016).

Los mecanismos que podrían explicar el efecto de la contaminación lumínica y acústica sobre la visita de murciélagos y el éxito reproductivo de *C. pentandra* se exploran más adelante. Sin embargo, hasta este punto, los resultados sugieren contundentemente que los efectos de estos contaminantes sobre la polinización son complejos y que es necesario contemplar en futuros estudios los componentes más importantes de la polinización (visitas, transferencias de polen, germinación de polen, producción de frutos y semillas), sobre todo, sus consecuencias finales en el éxito reproductivo.

7.1 Efecto de la contaminación lumínica y acústica en los visitantes.

De acuerdo con los resultados obtenidos, LAN provocó una reducción en el número de visitas de murciélagos a las flores de *C. pentandra*, esto pudo haber sido debido al enmascaramiento de sonidos usados para navegar, encontrar los recursos flores o detectar a los depredadores (Schaub *et al.*, 2008; Bunkley *et al.*, 2015; Myczko *et al.*, 2017; Domer *et al.*, 2021). En un estudio previo, se encontró que el ruido del tráfico puede interferir en la búsqueda del alimento de murciélagos insectívoros (Siemers y Schaub, 2011). Aunque los murciélagos nectarívoros, tienen un sistema de ecolocalización menos desarrollado que el de los insectívoros, los murciélagos nectarívoros del nuevo mundo usan este sistema para localizar su alimento (Fleming *et al.*, 2009), por lo que el enmascaramiento de sonidos de ecolocalización como mecanismo para explicar la reducción en la tasa de visitas es plausible; aunque una

valuación experimental es necesaria para confirmar este mecanismo de interferencia.

Cabe señalar que las horas de grabación de las visitas coinciden con los picos de actividad tanto para los murciélagos como para las personas, ya que en este horario se da la salida de las personas de sus centros de trabajo. El hecho de que tanto la actividad antrópica como la de los murciélagos polinizadores coincidan potencia el efecto nocivo del RU. Así mismo abre una posibilidad de mitigación de este efecto recorriendo los horarios de salida de los centros laborales cercanos a las áreas verdes.

También, de acuerdo con los resultados, la duración de visita de los murciélagos a las flores de *C. pentandra* disminuyó conforme aumentaba LAN. Esto pudo deberse a que los murciélagos perciben un riesgo de depredación mayor en las zonas más iluminadas. Este mecanismo es altamente plausible ya que se ha descrito que variaciones tan sutiles como las asociadas a las fases lunares pueden causar modificaciones en la conducta de forrajeo de murciélagos frugívoros de dosel como los del género *Artibeus* (Saldaña-Vázquez y Munguía-Rosas, 2013), ya que la luz artificial nocturna registrada en el área de estudio excede en varios ordenes de magnitud a la de la luna llena (Raven y Cockell, 2006). Se ha descrito que la luz favorece la depredación por gatos y lechuzas sobre especies de murciélago y esto tiene efectos adversos significativos sobre las poblaciones de murciélagos (Khayat *et al.*, 2020). Por ejemplo, en un trabajo de Breviglieri y colaboradores (2013), determinaron que los murciélagos disminuyen significativamente la frecuencia de búsqueda de alimento en presencia de especies de aves depredadoras (*Tyto alba*,

Speotyto cunicularia y *Vanellus chilensis*). Es decir, los murciélagos frugívoros cambiaron su actividad de alimentación en respuesta al riesgo de depredación.

Otra posibilidad es que la luz interfiere con la visión de los murciélagos. El 55% de los árboles muestreados se encontraban cerca de sistemas de iluminación amarilla (sodio de alta presión) con valores de iluminación de 5.06 lux, valor superior a los que estudios experimentales previos con murciélagos que han encontrado efectos negativos en la conducta de forrajeo (e.g. 4.5 lux [Lewanzik y Voigt, 2014]; 4.17 lux [Stone *et al.*, 2019]). En términos de fotosensibilidad, se ha descrito la presencia de una proteína (opsina) importante en los sistemas oculares de murciélagos frugívoros, misma que confiere cierta sensibilidad a los rayos UV (Winter *et al.*, 2003), sin embargo, no existen más estudios anatófisiológicos sobre el efecto de la luz en los sistemas visuales de murciélagos frugívoros, excepto en *Glossophaga soricina*. Evaluar si la luz en el espectro ultravioleta y otros no visibles para el humano, afecta la actividad de visita en murciélagos nectarívoros, es una línea promisoría de investigación.

Otro aspecto importante es que la luz artificial proveniente de las luminarias publicas puede actuar como una “barrera de luz” que limita la actividad de los murciélagos sensibles a la luz y, por consiguiente, limitar el acceso a algunas fuentes de alimento y, en el caso de murciélagos nectarívoros, podría afectar servicio de polinización (Jordano *et al.*, 2011). La iluminación de las áreas potenciales de alimentación podría tener efectos adversos en los animales, ya que se reduce la ingesta de alimentos (Polak *et al.*, 2011). Se ha descrito como algunas especies de murciélagos del género *Carollia* suelen volar a bajas alturas sobre el

suelo para evitar la luz proveniente de las luminarias públicas, esto podría generar que no tengan acceso a recursos alimenticios de calidad (Rex *et al.*, 2011).

7.2 Efecto de la contaminación lumínica y acústica en la carga de polen y éxito reproductivo

La carga de polen en el estigma también fue negativamente afectada por la intensidad de LAN, lo que puede deberse a la reducción en la duración de visitas discutido en la subsección anterior. Sin embargo, la proporción de granos que geminaron no depende del nivel de contaminación lumínica y/o acústica. La LAN y RU tampoco afectaron la producción de frutos y semillas, a pesar de su efecto negativo en la conducta de visita. Esto pudo deberse a que, a pesar de cierta reducción en la carga de polen, el número de granos que llegan es aún suficiente (363.23 ± 85.69) para polinizar una gran proporción de los óvulos disponibles. Otra posibilidad que no podemos descartar es que los polinizadores diurnos podrían compensar el déficit de deposición de polen durante el día (Macgregor *et al.*, 2019). Sin embargo, esto no parece ser probable debido a que existe una escasa complementariedad entre polinizadores diurnos y nocturnos (Blüthgen y Klein, 2011; Knop *et al.*, 2017) y, en el caso particular de *C. pentandra*, las flores no parecen ser viables (estigma está falto de turgencia y brillo) durante las primeras horas de la mañana (Gribel *et al.*, 1999).

Los resultados también mostraron una relación positiva entre el amarre de frutos y semillas con la intensidad de LAN; es decir, conforme aumentó la intensidad de esta luz hubo un mayor amarre de frutos y de semillas. Es posible que esto se explique por el “exceso” de luz proveniente de fuentes artificiales y que incidía sobre los árboles estudiados. Existe la posibilidad que los frutos de *C. pentandra* posean

capacidad fotosintética y, por ende, recibir una mayor cantidad de luz permite al fruto producir una mayor cantidad de fotosintatos para sostener una mayor cantidad de semillas dentro de ellos (Thomas y Pasumarty, 1996). En olivos se encontró que después del amarre de frutos, los frutos muestran colores verdes intenso y una elevada capacidad fotosintética hasta 20 días después de la floración (Barranco Navero *et al.*, 2007). Los frutos de *C. pentandra* presentan una intensa coloración verde en estadios inmaduros, lo que sugiere la presencia de pigmentos fotosintéticos.

Aunque algunos autores han debatido la idea de que la luz artificial puede incrementar la actividad fotosintética debido a los bajos valores de densidad de fotones en el espectro de la radiación fotosintéticamente activa (Bennie *et al.*, 2016), otros han sugerido que, si la fuente de luz artificial está lo suficientemente cerca o se suma a la radiación de la luna llena, se podría alcanzar el mínimo teórico de luz para la fotosíntesis (Raven y Cockell, 2006). También, se ha sugerido que la luz artificial podría incrementar la fotosíntesis diurna de forma indirecta mediante el retraso de la abscisión de las hojas, lo que podría generar un exceso de fotosintatos que podrían emplearse para sostener una mayor cantidad de frutos y semillas (Bennie *et al.*, 2016).

7.3 Papel de la disponibilidad de recursos en áreas urbanas

Aunque no formó parte de las predicciones principales, sino que fue usada como covariable en los análisis, se destacó el hallazgo de que la cantidad de área verde tuvo una relación positiva significativa con el amarre de frutos. Se ha sugerido que la cobertura vegetal mitiga los efectos negativos de la contaminación lumínica en

los murciélagos, al proteger las áreas contra la dispersión de la luz (Mathews *et al.*, 2015; Straka *et al.*, 2019); de esta manera, las áreas verdes pueden ser un modulador importante de los efectos de la contaminación lumínica en las visitas a las flores de *C. pentandra*. Sin embargo, probar este mecanismo requiere mayores estudios donde se pueda manipular de forma independiente la luz y la presencia de vegetación, aspecto que no fue posible en este estudio de carácter observacional. Los beneficios de la vegetación urbana en la reducción de varios tipos de contaminantes ya han sido descritos en otros estudios (Endreny *et al.*, 2017).

En cuanto a la disponibilidad del recurso floral y recompensas, la producción de néctar de las flores de *C. pentandra* presentaron picos de producción a las 19 horas con un volumen de 2.87 ± 1.01 ml, seguida de una disminución gradual. Dicho volumen excede a lo reportado en otros estudios (*e.g.* 310 ± 75 μ l [Gribel *et al.*, 1999]; $321,0 \pm 72,2$ μ l [Singaravelan y Marimuthu, 2004]). En cuanto a concentración de azúcares, los valores más bajos fueron de 13.60 Brix a la 1:00 am, mientras que la concentración máxima fue de 15.85 Brix a las 20:00 horas. Aunque no se encontró relación entre los recursos florales producidos a nivel de árbol con ningún componente de polinización evaluado, es destacable mencionar que el recurso producido por un solo árbol es del orden de decenas de miles de flores en una sola noche. El néctar, es una fuente de energía importante para los murciélagos, ya que adquieren energía y agua, que son indispensables para su nutrición (Ruby *et al.*, 2000). El néctar de plantas quiropterofílicas contienen cantidades significativamente más altas de calcio que otras plantas (Barclay, 2002). Además, se ha descrito que los murciélagos al acicalarse y lamerse durante una noche posiblemente consuman

el polen adherido en el cuerpo (Singaravelan y Marimuthu, 2004). De esta manera ingresan a su organismo cantidades importantes de proteínas (Law, 1992).

La cantidad de recursos que produce *C. pentandra* es superior en varios ordenes de magnitud a otras especies quiropterofílicas del área de estudio (e.g. *Crescentia cujete*, *Hylocereus undatus*, *Enterolobium cyclocarpum*), por lo tanto, podría funcionar como especie magneto que atrae a gran cantidad de murciélagos. Si una cantidad importante de murciélagos forrajeo de forma simultánea esto podría reducir los riesgos individuales de depredación. Por otro lado, basándose en la teoría del forrajeo óptimo, se sostiene que los animales pueden forrajear de manera que maximizan la tasa de energía obtenida con relación a los costos, de cierta manera, el riesgo de ser herido por depredadores es un costo que puede ser superado por la abundancia de recursos en un ambiente donde los recursos florales son limitados como lo es la ciudad de Mérida (Brewer, 1988).

Sería importante que futuros estudios evaluaran si especies con despliegues florales más modestos experimentan consecuencias mayores de la contaminación lumínica y/o acústica.

7.4 Implicaciones para el manejo y conservación

En los últimos años se han acrecentado los compromisos de los países latinoamericanos para restaurar ecosistemas degradados. Se ha propuesto a *C. pentandra* como una especie resistente para sobrevivir a condiciones inhóspitas, para proyectos de restauración de bosques y paisajes degradados (Bocanegra-González *et al.*, 2018).

Sin embargo, más allá de su tolerancia a ambientes modificados por el hombre, hay que resaltar su importancia como recurso alimenticio, relevante en el mantenimiento de diversos grupos taxonómicos en época de escasez (Volampeno *et al.*, 2013). En la zona de estudio, la floración de *C. pentandra*, coincide con la escasez de alimento (sequía), durante el periodo de floración de esta especie, los frutos que consumen los murciélagos son limitados (*Cordia dodecandra*, *Brosimum alicastrum*, *Ficus cotinifolia*, *Ficus máxima*, *Melicoccus oliviformis*) (observación personal). Por lo tanto, las flores de *C. pentandra* son un recurso importante en un periodo en el que otras especies vegetales no presentan frutos y, probablemente, los murciélagos dependen del recurso ofrecido por *C. pentandra*. Estudios previos han descrito la diversidad de visitantes que atrae las flores de *C. pentandra* y que, al mismo, tiempo juegan un papel como dispersores de otras especies de plantas (Razafindratsima, 2014; Ramananjato *et al.*, 2020).

Es decir, *C. pentandra* promueve el movimiento de dispersores de semillas entre paisajes. Además de atraer dispersores y promover la regeneración de la vegetación, la altura y el tamaño de la copa de los árboles de *C. pentandra* facilitan el movimiento de animales entre arboles adyacentes, además proporcionan refugios y/o oportunidades de descanso. Sin embargo, la integración de *C. pentandra* en los planes de reforestación, junto a otras especies nativas, puede contribuir a la regeneración natural de las áreas verdes urbanas. De esta manera, *C. pentandra* pueden ser parte de una adecuada estrategia para proyectos de reforestación y restauración de paisajes degradados, ya que pueden jugar un papel importante como puentes o corredores para dispersores de semillas y de polen.

Mantener el servicio de polinización de un árbol nativo en un contexto urbano también es relevante porque, de esta manera, se puede mantener un reclutamiento natural de progenie con adecuada diversidad genética (vigor genético) que podría facilitar la recuperación de áreas verdes urbanas. También, mantener el servicio de polinización en la ciudad es favorable para mantener el proceso adaptativo de *Ceiba pentandra* en el ambiente urbano.

8. CONCLUSIONES

La luz artificial nocturna y el ruido urbano afectan negativamente la fase inicial de la polinización, la cual está vinculada con la actividad de forrajeo de murciélagos polinizadores y la transferencia de polen. Sin embargo, este efecto no alcanzó el éxito reproductivo, el cual, se incrementa con LAN. Por lo tanto, el efecto negativo de la LAN y RU podría ser compensado hasta cierto punto por el efecto positivo de LAN sobre la planta.

Aunque la contaminación lumínica y acústica parece no tener un efecto neto negativo sobre la reproducción de la *C. pentandra*. Los cambios observados en la conducta de forrajeo de los murciélagos sobre las flores más iluminadas podría sugerir un efecto negativo sobre ellos, mismo que podría ser más evidente en otras especies de plantas que producen menos recursos. Así como los murciélagos están siendo afectados por la urbanización, posiblemente lo estén otros organismos y con ellos, otras interacciones planta-murciélago podrían estar siendo afectadas por este tipo de contaminación. En este sentido, sería interesante profundizar sobre los efectos de la LAN y RU en otros organismos, incluyendo la actividad de polinizadores diurnos y los efectos negativos en otros animales que interactúan con

las plantas con el fin de encontrar estrategias de manejo y restauración de ambientes urbanizados para mantener el servicio de polinización urbana.

9. REFERENCIAS

- Adair, G. (1996). *Thomas Alva Edison: Inventing the Electric Age*. Oxford University Press: New York, NY, USA.
- Aguilar-Rodríguez, P. A., MacSwiney G, M. C., Krömer, T., García-Franco, J. G., Knauer, A., y Kessler, M. (2014). First record of bat-pollination in the species-rich genus *Tillandsia* (Bromeliaceae). *Annals of Botany*, 113.
- Agyeman, J. (2008). Toward a 'just' sustainability?. *Continuum*, 22.
- Alberti, M., y Marzluff, J. M. (2004). Ecological resilience in urban ecosystems: linking urban patterns to human and ecological functions. *Urban ecosystems*, 7.
- Alfie Cohen, M., y Salinas Castillo, O. (2017). Noise in the city. Acoustic pollution and the walkable city. *Estudios demográficos y urbanos*, 32.
- Allen, C. E., Zwaan, B. J., y Brakefield, P. M. (2011). Evolution of sexual dimorphism in the Lepidoptera. *Annual review of entomology*, 56.
- Altermatt, F., Baumeyer, A., y Ebert, D. (2009). Experimental evidence for male biased flight-to-light behavior in two moth species. *Entomologia experimentalis et applicata*, 130.
- Altermatt, F., y Ebert, D. (2016). Reduced flight-to-light behaviour of moth populations exposed to long-term urban light pollution. *Biology letters*, 12.
- Álvarez, I. A., Martínez, J. M., Pérez, L. D., Figueroa, F. A., de Armas Mestre, J., y Llop, M. L. R. (2017). Environmental contamination caused by noise. *Revista Médica Electrónica*, 39.
- Amaya, C. (2005). El ecosistema urbano: simbiosis espacial entre lo natural y lo artificial. *Revista forestal latinoamericana*, 37.
- Ancillotto, L., Serangeli, M. T., y Russo, D. (2013). Curiosity killed the bat: domestic cats as bat predators. *Mammalian Biology*, 78.
- Andrade, G. I., Remolina, F., y Wiesner, D. (2013). Assembling the pieces: a framework for the integration of multi-functional ecological main structure in the emerging urban region of Bogotá, Colombia. *Urban Ecosystems*, 16.

- Angeletto, F. H. S. (2012). Planeta ciudad: ecología urbana y planificación de ciudades medias de Brasil. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- Arredondo, A. N. (2019). Control de la contaminación atmosférica en la Zona Metropolitana del Valle de México. *Estudios Demográficos y Urbanos*, 34.
- Avila, E., y Rose, M. H. (2009). Race, culture, politics, and urban renewal: An introduction. *Journal of Urban History*, 35.
- Avila-Flores, R., y Fenton, M. B. (2005). Use of spatial features by foraging insectivorous bats in a large urban landscape. *Journal of Mammalogy*, 86.
- Ayensu, E. S. (1974). Plant and bat interactions in West Africa. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 61.
- Ayuntamiento de Mérida. (2003), Programa de desarrollo urbano de la ciudad de Mérida 2003. Recuperado el 11 de agosto de 2020 de: http://www.merida.gob.mx/Ayunta2004/principal_desurbano.htm.
- Ayuntamiento de Mérida. (2010). "Programa de desarrollo urbano de la ciudad de Mérida 2010", Dirección de Desarrollo Urbano. Recuperado el 11 de agosto de 2020 de: <http://isla.merida.gob.mx/serviciosInternet/wssidu/html>.
- Ayuntamiento de Mérida. (2018). Plan de infraestructura verde. Ayuntamiento de Mérida, Yucatán. Recuperado el 11 de agosto de 2020 de: <http://www.merida.gob.mx/sustentable/contenidos/doc/PlanInfraestructuraVerde.pdf>.
- Baker, H. G., y Harris, B. J. (1959). Bat pollination of the silk-cotton tree (*Ceiba pentandra* (L) Gaerth.(Sensu lato), in Ghana. *Journal of the West African Science Associatio*, 5.
- Baker, H. G. (1961). The adaptation of flowering plants to nocturnal and crepuscular pollinators. *The Quarterly Review of Biology*, 36.
- Baker, H. G. (1965). The evolution of the cultivated kapok tree: a probable West African product. Institute of International Studies, University of California, Berkeley, California.

- Baker, H. G., Baker, I., y Hodges, S. A. (1998). Sugar composition of nectars and fruits consumed by birds and bats in the tropics and subtropics. *Biotropica*, 30.
- Baker, B.J. y Richardson, J.M.L. (2006). El efecto de la luz artificial en el comportamiento de la temporada de reproducción masculina en ranas verdes, *Rana clamitans melanota*. *Canadian Journal of Zoology*, 84.
- Baleja, R., Šumpich, J., Bos, P., Helštýnová, B., Sokanský, K., y Novšk, T. (2015). Comparison of LED properties, compact fluorescent bulbs and bulbs in residential areas. In *2015 16th International Scientific Conference on Electric Power Engineering (EPE)* (pp. 566-571). IEEE.
- Barber, J. R., Burdett, C., Reed, S., Warner, K., Formichella, C., Crooks, K., Theobald, D., & Fristrup, K. (2011). Anthropogenic noise exposure in protected natural areas: estimating the scale of ecological consequences. *Landscape Ecology*, 26.
- Barca-Salom, F. X., y Alayo-Manubens, J. C. (2011). La tecnología utilizada en las fábricas de gas españolas. Universidad Politécnica de Cataluña, Cataluña, España.
- Barclay, R. M. (2002). Do plants pollinated by flying fox bats (Megachiroptera) provide an extra calcium reward in their nectar?. *Biotropica*, 34.
- Baró, F., Chaparro, L., Gómez-Baggethun, E., Langemeyer, J., Nowak, D. J., y Terradas, J. (2014). Contribution of ecosystem services to air quality and climate change mitigation policies: the case of urban forests in Barcelona, Spain. *Ambio*, 43.
- Barranco Navero, D., Fernández Escobar, R., y Rallo Romero, L. (2007). *El cultivo del olivo 6ª ed.* Mundi-Prensa Libros. Junta de Andalucía, Madrid.
- Bateman, R. M., Hilton, J., y Rudall, P. J. (2006). Morphological and molecular phylogenetic context of the angiosperms: contrasting the 'top-down' and 'bottom-up' approaches used to infer the likely characteristics of the first flowers. *Journal of Experimental Botany*, 57.
- Beauchamp, G., y McNeil, R. (2003). Vigilance in greater flamingos foraging at night. *Ethology*, 109.

- Beckmann, J. P., Lackey, C. W., y Berger, J. (2004). Evaluation of deterrent techniques and dogs to alter behavior of “nuisance” black bears. *Wildlife Society Bulletin*, 32.
- Beetz, M. J., Kössl, M., y Hechavarría, J. C. (2019). Adaptations in the call emission pattern of frugivorous bats when orienting under challenging conditions. *Journal of Comparative Physiology A*, 4.
- Bello, J. P., Silva, C., Nov, O., Dubois, R. L., Arora, A., Salamon, J., y Doraiswamy, H. (2019). Sonyc: A system for monitoring, analyzing, and mitigating urban noise pollution. *Communications of the ACM*, 62.
- Bennie, J., Duffy, J. P., Davies, T. W., Correa-Cano, M. E., y Gaston, K. J. (2015). Global trends in exposure to light pollution in natural terrestrial ecosystems. *Remote Sensing*, 7.
- Bennie, J., Davies, T. W., Cruse, D., & Gaston, K. J. (2016). Ecological effects of artificial light at night on wild plants. *Journal of Ecology*, 104.
- Bennie, J., Davies, T. W., Cruse, D., Bell, F., y Gaston, K. J. (2018). Artificial light at night alters grassland vegetation species composition and phenology. *Journal of applied ecology*, 55.
- Bernatzky, A. (1983). The effects of trees on the urban climate. *Trees in the 21st Century. Academic Publishers, Berkhamster*, 59-76.
- Bettin, G. (1982). *Los sociólogos de la ciudad*. Barcelona: Gustavo Gili.
- Bliss-Ketchum, L. L., de Rivera, C. E., Turner, B. C., y Weisbaum, D. M. (2016). The effect of artificial light on wildlife use of a passage structure. *Biological conservation*, 199, 25-28.
- Blüthgen, N., y Klein, A. M. (2011). Functional complementarity and specialisation: the role of biodiversity in plant–pollinator interactions. *Basic and Applied Ecology*, 12, 282-291.
- Bocanegra-González, K. T., Thomas, E., Guillemín, M. L., de Carvalho, D., Gutiérrez, J. P., Caicedo, C. A., Moscoso Higueta L.G., Becerra L.A., y González, M. A. (2018). Genetic diversity of *Ceiba pentandra* in Colombian seasonally dry tropical forest: Implications for conservation and management. *Biological Conservation*, 227.

- Boldogh, S., Dobrosi, D., y Samu, P. (2007). The effects of the illumination of buildings on house-dwelling bats and its conservation consequences. *Acta Chiropterologica*, 9.
- Bolund, P., y Hunhammar, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological economics*, 29.
- Breuste, J., Feldmann, H., y Uhlmann, O. (Eds.). (2013). *Urban ecology*. Springer Science & Business Media. Springer, Berlin.
- Breviglieri, C. P. B., Piccoli, G. C. O., Uieda, W., y Romero, G. Q. (2013). Predation-risk effects of predator identity on the foraging behaviors of frugivorous bats. *Oecologia*, 173.
- Brewer, R. 1988. The science of ecology. Holt, Rinehart and Winston, Orlando.
- Brumm, H., Voss, K., Köllmer, I., y Todt, D. (2004). Acoustic communication in noise: regulation of call characteristics in a New World monkey. *Journal of Experimental Biology*, 207.
- Brumm, H., y Slabbekoorn, H. (2005). Acoustic communication in noise. *Advances in the Study of Behavior*, 35.
- Buchanan, B. W. (1993). Effects of enhanced lighting on the behaviour of nocturnal frogs. *Animal behaviour*, 45.
- Bunkley, J. P., McClure, C. J., Kleist, N. J., Francis, C. D., y Barber, J. R. (2015). Anthropogenic noise alters bat activity levels and echolocation calls. *Global Ecology and Conservation*, 3.
- Bunkley, J. P., McClure, C. J., Kawahara, A. Y., Francis, C. D., y Barber, J. R. (2017). Anthropogenic noise changes arthropod abundances. *Ecology and Evolution*, 7.
- Cadenasso, M. L., Pickett, S. T., y Schwarz, K. (2007). Spatial heterogeneity in urban ecosystems: reconceptualizing land cover and a framework for classification. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5.
- Carreño Campo, C., y Alfonso, W. H. (2018). Relationship between the Processes of Urbanization and International Trade, and its Impact on Urban Sustainability. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá.

- Carvalho, C. D. (1960). Das visitas de morcegos as flores (Mammalia, Chiroptera). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 32.
- Cereghetti, E., Scherler, P., Fattebert, J., y Gruebler, M. U. (2019). Quantification of anthropogenic food subsidies to an avian facultative scavenger in urban and rural habitats. *Landscape and Urban Planning*, 190.
- Chan, A. A. Q., Aziz, S. A., Clare, E. L., y Coleman, J. L. (2021). Diet, ecological role and potential ecosystem services of the fruit bat, *Cynopterus brachyotis*, in a tropical city. *Urban Ecosystems*, 24.
- Chautá-Mellizo, A., Campbell, S. A., Bonilla, M. A., Thaler, J. S., y Poveda, K. (2012). Effects of natural and artificial pollination on fruit and offspring quality. *Basic and Applied Ecology*, 13.
- Chen, W., Xie, Z., y Zhou, Y. (2019). Proximity to roads reduces acorn dispersal effectiveness by rodents: Implication for forest regeneration and management. *Forest Ecology and Management*, 433.
- Cherni, J. A. (2001). La globalización de la insalubridad y la contaminación del aire urbano. *EURE*, 27.
- Claireau, F., Bas, Y., Pauwels, J., Barré, K., Machon, N., Allegrini, B., y Kerbiriou, C. (2019). Major roads have important negative effects on insectivorous bat activity. *Biological conservation*, 235.
- Clergeau, P., Jokimäki, J., y Savard, J. P. L. (2001). Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes?. *Journal of Applied Ecology*, 38.
- Cleveland, C. J., Betke, M., Federico, P., Frank, J. D., Hallam, T. G., Horn, J., y Kunz, T. H. (2006). Economic value of the pest control service provided by Brazilian free-tailed bats in south-central Texas. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4.
- Collevatti, R. G., Estolano, R., Garcia, S. F., y Hay, J. D. (2010). Short-distance pollen dispersal and high self-pollination in a bat-pollinated neotropical tree. *Tree Genetics & Genomes*, 6.

- Conway, T. M., Almas, A. D., y Coore, D. (2019). Ecosystem services, ecological integrity, and native species planting: How to balance these ideas in urban forest management?. *Urban Forestry & Urban Greening*, 41.
- Costin, K. J., & Boulton, A. M. (2016). A field experiment on the effect of introduced light pollution on fireflies (Coleoptera: Lampyridae) in the Piedmont Region of Maryland. *The Coleopterists Bulletin*, 70.
- Cravens, Z. M., y Boyles, J. G. (2019). Illuminating the physiological implications of artificial light on an insectivorous bat community. *Oecologia*, 189.
- Da Silva, A., Valcu, M., y Kempenaers, B. (2015). Light pollution alters the phenology of dawn and dusk singing in common European songbirds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370.
- Daily, G. C. (2013). Nature's services: societal dependence on natural ecosystems (1997). Yale University Press.
- Darrow, P. A., y Shivik, J. A. (2009). Bold, shy, and persistent: variable coyote response to light and sound stimuli. *Applied Animal Behaviour Science*, 116, 82-87.
- Davies, H., Doick, K., Handley, P., O'Brien, L., y Wilson, J. (2017). Delivery of Ecosystem Services by Urban Forests. Forestry Commission Research Report 26. Forestry Commission, Edinburgh.
- Davis, A. K., Schroeder, H., Yeager, I., y Pearce, J. (2018). Effects of simulated highway noise on heart rates of larval monarch butterflies, *Danaus plexippus*: implications for roadside habitat suitability. *Biology Letters*, 14.
- De Carvalho, R. M., y Szlafsztein, C. F. (2019). Urban vegetation loss and ecosystem services: The influence on climate regulation and noise and air pollution. *Environmental Pollution*, 245.
- de Jong, M., Jeninga, L., Ouyang, J. Q., van Oers, K., Spoelstra, K., y Visser, M. E. (2016). Dose-dependent responses of avian daily rhythms to artificial light at night. *Physiology & Behavior*, 155.
- Deda, P., Elbertzhagen, I., y Klusmann, M. (2007). Light pollution and the impacts on biodiversity, species and their habitats. In International Conference in Defence of the Quality of the Night Sky and the Right to Observe the Stars. Starlight Initiative.

Secretariat of the Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (UNEP-CMS), New York, NY, USA.

Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R. T., Molnár, Z., ... & Shirayama, Y. (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359.

Dobbs, C., Escobedo, F. J., y Zipperer, W. C. (2011). A framework for developing urban forest ecosystem services and goods indicators. *Landscape and urban Planning*, 99.

Domer, A., Korine, C., Slack, M., Rojas, I., Mathieu, D., Mayo, A., y Russo, D. (2021). Adverse effects of noise pollution on foraging and drinking behaviour of insectivorous desert bats. *Mammalian Biology*, 101.

Dominoni, D. M., Carmona-Wagner, E. O., Hofmann, M., Kranstauber, B., y Partecke, J. (2014). Individual-based measurements of light intensity provide new insights into the effects of artificial light at night on daily rhythms of urban-dwelling songbirds. *Journal of Animal Ecology*, 83.

Dorado-Correa, A. M., Zollinger, S. A., y Brumm, H. (2018). Vocal plasticity in mallards: multiple signal changes in noise and the evolution of the Lombard effect in birds. *Journal of Avian Biology*, 49.

Dorremochea, C. H., Martorell, J. M. O., y Sora, F. J. (2011). La iluminación con led y el problema de la contaminación lumínica. *Astronomía*, 144.

Dumat, C., Pierart, A., Shahid, M., y Khalid, S. (2019). Pollutants in urban agriculture. *Bioremediation of Agricultural Soils*, 100.

Durantón, G., y Turner, M. A. (2012). Urban growth and transportation. *Review of Economic Studies*, 79.

Eckert, J., y Deplazes, P. (2004). Biological, epidemiological, and clinical aspects of echinococcosis, a zoonosis of increasing concern. *Clinical Microbiology Reviews*, 17.

Egert-Berg, K., Handel, M., Goldshtein, A., Eitan, O., Borissov, I., y Yovel, Y. (2021). Fruit bats adjust their foraging strategies to urban environments to diversify their diet. *BMC Biology*, 19.

- Ehrenfeld, J. G. (2008). Exotic invasive species in urban wetlands: environmental correlates and implications for wetland management. *Journal of Applied Ecology*, 45.
- Elmqvist, T., Cox, P. A., Rainey, W. E., y Pierson, E. D. (1992). Restricted pollination on oceanic islands: pollination of *Ceiba pentandra* by flying foxes in Samoa. *Biotropica*, 24.
- Emlen, J. T. (1974). An urban bird community in Tucson, Arizona: derivation, structure, regulation. *The Condor*, 76.
- Endreny, T., Santagata, R., Perna, A., De Stefano, C., Rallo, R. F., y Ulgiati, S. (2017). Implementing and managing urban forests: A much needed conservation strategy to increase ecosystem services and urban wellbeing. *Ecological Modelling*, 360.
- Faegri, K., y Van der Pijl, L. (1979). *The Principles of Pollination Ecology*. Oxford: Pergamon. 244 pp. 3rd ed.
- Falchi, F., Cinzano, P., Duriscoe, D., Kyba, C. C., Elvidge, C. D., Baugh, K., y Furgoni, R. (2016). The new world atlas of artificial night sky brightness. *Science advances*, 2, e1600377.
- Fenster, C. B., Armbruster, W. S., Wilson, P., Dudash, M. R., y Thomson, J. D. (2004). Pollination syndromes and floral specialization. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35.
- Fenton, M. B., Boyle, N. H., Harrison, T. M., y Oxley, D. J. (1977). Activity patterns, habitat use, and prey selection by some African insectivorous bats. *Biotropica*, 9.
- Fenton, M. B., y Bell, G. P. (1981). Recognition of species of insectivorous bats by their echolocation calls. *Journal of Mammalogy*, 62.
- Fernández, M., Lobo, J., Chacon, E., y Quesada, M. (2008). Curculionid beetles in aborted flower buds and immature fruits of *Ceiba pentandra* (Bombacaceae). *Plant Ecology*, 194.
- Fernandez-Juricic, E., y Jokimäki, J. (2001). A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. *Biodiversity and Conservation*, 10.

- Fleming, T. H., y Sosa, V. J. (1994). Effects of nectarivorous and frugivorous mammals on reproductive success of plants. *Journal of Mammalogy*, 75.
- Fleming, T. H., Geiselman, C., y Kress, W. J. (2009). The evolution of bat pollination: a phylogenetic perspective. *Annals of Botany*, 104.
- Francis, C. D., Kleist, N. J., Ortega, C. P., y Cruz, A. (2012). Noise pollution alters ecological services: enhanced pollination and disrupted seed dispersal. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279.
- Francis, C. D., Ortega, C. P., y Cruz, A. (2009). Noise pollution changes avian communities and species interactions. *Current biology*, 19.
- Francis, C. D., Ortega, C. P., y Cruz, A. (2011). Noise pollution filters bird communities based on vocal frequency. *PLoS ONE*, 6, e27052.
- Frank, T. M., Gabbert, W. C., Chaves-Campos, J., y LaVal, R. K. (2019). Impact of artificial lights on foraging of insectivorous bats in a Costa Rican cloud forest. *Journal of Tropical Ecology*, 35.
- Frankie, G. W., Baker, H. G., y Opler, P. A. (1974). Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in the lowlands of Costa Rica. *Journal of Ecology*, 47.
- Frankie, G. W., y Ehler, L. E. (1978). Ecology of insects in urban environments. *Annual Review of Entomology*, 23.
- Fröhlich, A., & Ciach, M. (2019). Nocturnal noise and habitat homogeneity limit species richness of owls in an urban environment. *Environmental Science and Pollution Research*, 26.
- Futuyma, D. J., Keese, M. C., y Rosenthal, G. A. (1992). Evolution and coevolution of plants and phytophagous arthropods. Herbivores: their interactions with secondary plant metabolites. *Ecological and evolutionary processes*, 2.
- Gallai, N., Salles, J. M., Settele, J., y Vaissière, B. E. (2009). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68.

- Gallaway, T., Olsen, R. N., y Mitchell, D. M. (2010). The economics of global light pollution. *Ecological Economics*, 69.
- García Gil, M., Francia Payàs, P., San Martí Páramo, R., y Solano Lamphar, H. (2012). *Contaminación lumínica: una visión desde el foco contaminante: el alumbrado artificial*. Universitat Politècnica de Catalunya. Iniciativa Digital Politècnica. Barcelona, España.
- García, M. C. M., y Moreno, A. M. (2016). La contaminación lumínica. Aproximación al problema en el barrio de Sants (Barcelona)/Light pollution. Approach to the problem in Sants quarter (Barcelona, Spain)/La pollution lumineuse. Approche du problème dans le quartier de Sants (Barcelone, Espagne). *Observatorio Medioambiental*, 19.
- Garcia, Q. S., Rezende, J. L., y Aguiar, L. (2000). Seed dispersal by bats in a disturbed area of Southeastern Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 48.
- García-Rosales, F., López-Jury, L., González-Palomares, E., Cabral-Calderín, Y., y Hechavarría, J. C. (2020). Fronto-temporal coupling dynamics during spontaneous activity and auditory processing in the bat *Carollia perspicillata*. *Frontiers in systems neuroscience*, 14.
- Gaston, K. J., Bennie, J., Davies, T. W., y Hopkins, J. (2013). The ecological impacts of nighttime light pollution: a mechanistic appraisal. *Biological Reviews*, 88.
- Gelmi-Candusso, T. A., y Hämäläinen, A. M. (2019). Seeds and the city: the interdependence of zoochory and ecosystem dynamics in urban environments. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7.
- George, V., Bagaria, A., Singh, P., Pampattiwar, S. R., y Periwal, S. (2011). Comparison of CFL and LED lamp-harmonic disturbances, economics (cost and power quality) and maximum possible loading in a power system. In *2011 International Conference & Utility Exhibition on Power and Energy Systems: Issues and Prospects for Asia (ICUE)* (pp. 1-5). IEEE.
- Germaine, S., y Wakeling, B. (2001). Lizard species distributions and habitat occupation along an urban gradient in Tucson, Arizona, USA. *Biological conservation*, 97.

- Gomes, V., Ribeiro, R., y Carretero, M. A. (2011). Effects of urban habitat fragmentation on common small mammals: species versus communities. *Biodiversity and Conservation*, 20.
- Gómez, J. M., y Zamora, R. (1999). Generalization vs. specialization in the pollination system of *Hormathophylla spinosa* (Cruciferae). *Ecology*, 80.
- Gómez-Baggethun, E., y de Groot, R. (2007). Capital natural y funciones de los ecosistemas: explorando las bases ecológicas de la economía. *Revista Ecosistemas*, 16.
- Gómez-Baggethun, E., y Barton, D. N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86.
- Gómez-Baggethun, E., y Reyes-García, V. (2013). Reinterpreting change in traditional ecological knowledge. *Human Ecology*, 41.
- González, M. J. G. (2002). La ciudad sostenible. Planificación y teoría de sistemas. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 33.
- Gospodini, A. (2001). Urban design, urban space morphology, urban tourism: an emerging new paradigm concerning their relationship. *European planning Studies*, 9.
- Gottdiener, M., y Feagin, J. R. (2015). El cambio de paradigmas en la sociología urbana. *Sociológica México*, 12.
- Goyret, J., Markwell, P. M., y Raguso, R. A. (2008). Context-and scale-dependent effects of floral CO₂ on nectar foraging by *Manduca sexta*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105.
- Grace, M. K., y Noss, R. F. (2018). Evidence for selective avoidance of traffic noise by anuran amphibians. *Animal Conservation*, 21.
- Gribel, R., Gibbs, P. E., y Queiróz, A. L. (1999). Flowering phenology and pollination biology of *Ceiba pentandra* (Bombacaceae) in Central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology*, 15.

- Gribel, R., y Gibbs, P. E. (2002). High outbreeding as a consequence of selfed ovule mortality and single vector bat pollination in the Amazonian tree *Pseudobombax munguba* (Bombacaceae). *International Journal of Plant Sciences*, 163.
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., y Briggs, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science*, 319.
- Grove, K. (2009). Rethinking the nature of urban environmental politics: Security, subjectivity, and the non-human. *Geoforum*, 40.
- Guetté, A., Godet, L., Juigner, M., y Robin, M. (2018). Worldwide increase in Artificial Light at night around protected areas and within biodiversity hotspots. *Biological conservation*, 223.
- Haddock, J. K., Threlfall, C. G., Law, B., y Hochuli, D. F. (2019). Light pollution at the urban forest edge negatively impacts insectivorous bats. *Biological conservation*, 236.
- Hage, S. R., Jiang, T., Berquist, S. W., Feng, J., y Metzner, W. (2013). Ambient noise induces independent shifts in call frequency and amplitude within the Lombard effect in echolocating bats. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110.
- Halonen, J. I., Hansell, A. L., Gulliver, J., Morley, D., Blangiardo, M., Fecht, D., y Tonne, C. (2015). Road traffic noise is associated with increased cardiovascular morbidity and mortality and all-cause mortality in London. *European Heart Journal*, 36.
- Heithaus, E. R., Fleming, T. H., y Opler, P. A. (1975). Foraging patterns and resource utilization in seven species of bats in a seasonal tropical forest. *Ecology*, 56.
- Herrera, C. M. (2005). Plant generalization on pollinators: species property or local phenomenon? *American Journal of Botany*, 92.
- Heynen, N., Kaika, M., y Swyngedouw, E. (2006). In the nature of cities: urban political ecology and the politics of urban metabolism. *Academic Publishers*, 3.
- Higueras, E. (2009). La ciudad como ecosistema urbano. *El reto de la ciudad habitable y sostenible. Pamplona, España: DAPP Publicaciones Jurídicas*.

- Hölker, F., Wolter, C., Perkin, E. K., y Tockner, K. (2010). Light pollution as a biodiversity threat. *Trends in Ecology and Evolution*, 25.
- Holman-Dodds, J. K., Bradley, A. A., y Potter, K. W. (2003). Evaluation of hydrologic benefits of infiltration based urban storm water management 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 39.
- Hong, S., Candelone, J. P., y Boutron, C. F. (1994). Greenland ice history of the pollution of the atmosphere of the northern hemisphere for lead during the last three millennia: Ice archives in Antarctica and Greenland. *Analisis (Imprimé)*, 22.
- Hougnier, C., Colding, J., y Söderqvist, T. (2006). Economic valuation of a seed dispersal service in the Stockholm National Urban Park, Sweden. *Ecological economics*, 59
- http://unhabitat.org/wp-content/uploads/2015/04/Habitat-III-Issue-Paper-11_Public-Space-2.0.compressed.pdf
- Huang, J., y Jiang, S. (2011). Effect of six different acoustic frequencies on growth of cowpea (*Vigna unguiculata*) during its seedling stage. *Agricultural Science & Technology-Hunan*, 12.
- Huhtalo, H., y Järvinen, O. (1977). Quantitative composition of the urban bird community in Tornio, Northern Finland. *Bird Study*, 24.
- Ibrahim, R., Mushatat, S., y Abdelmonem, M. G. (2014). Authenticity, identity and sustainability in post-war Iraq: reshaping the urban form of Erbil City. *Journal of Islamic Architecture*, 3.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e informática) (2015). Censo General de Población y Vivienda, INEGI, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e informática) (2020). Censo General de Población y Vivienda, INEGI, México. Recuperado de: http://www.cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/yuc/territorio/div_municipal.aspx.
- Inskip, C., y Zimmermann, A. (2009). Human-felid conflict: a review of patterns and priorities worldwide. *Oryx*, 43.

- Jacobi, P., Amend, J., y Kiango, S. (2000). Urban agriculture in Dar es Salaam: providing an indispensable part of the diet. *Growing cities, growing food: Urban agriculture on the policy agenda. A reader on Urban Agriculture*, 1.
- Jáuregui, J. M. (2004). Traumas urbanos: Urbanización fuera de control, urbanismo explosivo en América Latina”, in *Traumes Urbans: La Ciutat i els Desastres* Ed. Centre de Cultura Contemporània de Barcelona (Col·lecció Urbanitats Digitals, Barcelona).
- Jordano, P., Forget, P. M., Lambert, J. E., Böhning-Gaese, K., Traveset, A., y Wright, S. J. (2011). Frugivores and seed dispersal: mechanisms and consequences for biodiversity of a key ecological interaction. *Biology Letters*, 7.
- Jung, E. D., y Lee, Y. L. (2015). Development of a heat dissipating LED headlamp with silicone lens to replace halogen bulbs in used cars. *Applied Thermal Engineering*, 86.
- Kadish, D., y Risi, S. (2020). Adapting to a changing environment: Simulating the effects of noise on animal sonification. In *Artificial Life Conference Proceedings*, 687-695.
- Kamimura, A., Armenta, B., Nourian, M., Assasnik, N., Nourian, K., y Chernenko, A. (2017). Perceived environmental pollution and its impact on health in China, Japan, and South Korea. *Journal of Preventive Medicine and Public Health*, 5.
- Kempnaers, B., Borgström, P., Loës, P., Schlicht, E., y Valcu, M. (2010). Artificial night lighting affects dawn song, extra-pair siring success, and lay date in songbirds. *Current Biology*, 20.
- Kerpez, T. A., y Smith, N. S. (1990). Competition between European Starlings and native woodpeckers for nest cavities in saguaros. *The Auk*, 107.
- Khayat, R. O., Grant, R. A., Ryan, H., Melling, L. M., Dougill, G., Killick, D. R., y Shaw, K. J. (2020). Investigating cat predation as the cause of bat wing tears using forensic DNA analysis. *Ecology and evolution*, 10.
- King, A., y Shackleton, C. M. (2020). Maintenance of public and private urban green infrastructure provides significant employment in Eastern Cape towns, South Africa. *Urban Forestry & Urban Greening*, 54.

- Klein, A. M., Steffan–Dewenter, I., y Tscharrntke, T. (2003). Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 270.
- Kleist, N. J., Guralnick, R. P., Cruz, A., Lowry, C. A., y Francis, C. D. (2018). Chronic anthropogenic noise disrupts glucocorticoid signaling and has multiple effects on fitness in an avian community. *Proceedings of the national academy of sciences of the United States of America*, 115, E648-E657.
- Knop, E., Zoller, L., Ryser, R., Gerpe, C., Hörler, M., y Fontaine, C. (2017). Artificial light at night as a new threat to pollination. *Nature*, 548.
- Kocifaj, M., y Lamphar, H. S. (2013). Skyglow effects in UV and visible spectra: Radiative fluxes. *Journal of environmental management*, 127.
- Koschinski, S., Culik, B. M., Henriksen, O. D., Tregenza, N., Ellis, G., Jansen, C., y Kathe, G. (2003). Behavioural reactions of free-ranging porpoises and seals to the noise of a simulated 2 MW windpower generator. *Marine Ecology Progress Series*, 265, 263-273.
- Kumar, P., y Martinez-Alier, J. (2011). The economics of ecosystem services and biodiversity: An international assessment. *Economic and Political Weekly*, 46.
- Kyba, C. C., Kuester, T., De Miguel, A. S., Baugh, K., Jechow, A., Hölker, F., y Guanter, L. (2017). Artificially lit surface of Earth at night increasing in radiance and extent. *Science advances*, 3, e1701528.
- Kyba, C. C., Ruhtz, T., Fischer, J., y Hölker, F. (2011). Cloud coverage acts as an amplifier for ecological light pollution in urban ecosystems. *PloS one*, 3, e17307.
- Lamphar, H. A. S., Páramo, R. S. M., y Gil, M. G. (2009). Estudio sobre contaminación lumínica en el Parque Natural del Delta del Ebro. *Ergonomía*, 34.
- Law, B. S. (1992). Physiological factors affecting pollen use by Queensland blossom bats (*Syconycteris australis*). *Functional Ecology*, 6.
- Le Tallec, T., Perret, M., y Thery, M. (2013). Light pollution modifies the expression of daily rhythms and behavior patterns in a nocturnal primate. *PloS ONE*, 8.

- Lewanzik, D., y Voigt, C. C. (2014). Artificial light puts ecosystem services of frugivorous bats at risk. *Journal of Applied Ecology*, 51.
- Lin, B. B., Philpott, S. M., y Jha, S. (2015). The future of urban agriculture and biodiversity-ecosystem services: Challenges and next steps. *Basic and Applied Ecology*, 16.
- Linares, S. (2012). Aportes de la ecología urbana y modelos neoclásicos para analizar la diferenciación socioespacial en ciudades medias bonaerenses: Pergamino, Olavarría y Tandil (2001). *Huellas*, 16.
- Lobo, J. A., Quesada, M., y Stoner, K. E. (2005). Effects of pollination by bats on the mating system of *Ceiba pentandra* (Bombacaceae) populations in two tropical life zones in Costa Rica. *American Journal of Botany*, 92.
- Longcore, T., y Rich, C. (2004). Ecological light pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2.
- López, R., Hallat, J., Castro, A., Miras, A., y Burgos, P. (2019). Heavy metal pollution in soils and urban-grown organic vegetables in the province of Sevilla, Spain. *Biological Agriculture and Horticulture*, 35.
- López-Falfán, I. S. (2008). Arbolado urbano en Mérida, Yucatán y su relación con aspectos socioeconómicos, culturales y de la estructura urbana de la ciudad. Tesis de Maestría. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN Unidad Mérida. Departamento de Ecología Humana).
- Luiselli, C. (2019). Los desafíos del México urbano/The challenges of Urban Mexico. *Economía*, 16.
- Luo, J., Goerlitz, H. R., Brumm, H., y Wiegrebe, L. (2015). Linking the sender to the receiver: vocal adjustments by bats to maintain signal detection in noise. *Scientific reports*, 5.
- Luo, J., Hage, S. R., y Moss, C. F. (2018). The Lombard effect: from acoustics to neural mechanisms. *Trends in Neurosciences*, 41.
- Lyytimäki, J. (2013). Nature's nocturnal services: Light pollution as a non-recognized challenge for ecosystem services research and management. *Ecosystem Services*, 3, e44-e48.

- Macgregor, C. J., Pocock, M. J., Fox, R., y Evans, D. M. (2015). Pollination by nocturnal Lepidoptera, and the effects of light pollution: a review. *Ecological Entomology*, 40.
- Macgregor, C. J., Pocock, M. J., Fox, R., y Evans, D. M. (2019). Effects of street lighting technologies on the success and quality of pollination in a nocturnally pollinated plant. *Ecosphere*, 10, e02550.
- Macgregor, C. J., y Scott-Brown, A. S. (2020). Nocturnal pollination: An overlooked ecosystem service vulnerable to environmental change. *Emerging Topics in Life Sciences*, 4.
- MacSwiney G, M. C., Bolívar-Cimé, B., Clarke, F. M., y Racey, P. A. (2012). Transient yellow colouration of the bat *Artibeus jamaicensis* coincides with pollen consumption. *Mammalian biology*. *Mammalian Biology*, 77.
- Madrigal, J. L. G., Lamphar, H. A. S., y Bernardino, J. M. R. (2020). La contaminación lumínica como aproximación a la planeación urbana de ciudades mexicanas. *Revista EURE-Revista de Estudios Urbano Regionales*, 46.
- Magle, S. B., Hunt, V. M., Vernon, M., y Crooks, K. R. (2012). Urban wildlife research: past, present, and future. *Biological Conservation*, 155.
- Magrini, L., y Facure, K. G. (2008). Barn Owl (*Tyto alba*) predation on small mammals and its role in the control of hantavirus natural reservoirs in a periurban area in Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68.
- Maron, J. L., Agrawal, A. A., y Schemske, D. W. (2019). Plant–herbivore coevolution and plant speciation. *Ecology*, 100.
- Martínez Gavilanes, J. M. (2020). Evaluación de la contaminación urbana por emisiones sonoras registradas con sonómetro y sensores remotos. Tesis de Maestría. Universidad del Azuay.
- Martínez-Adriano, C. A., Romero-Méndez, U., Flores, J., Jurado, E., y Estrada-Castillón, E. (2015). Floral visitors of *Astrophytum myriostigma* in La Sierra El Sarnoso, Durango, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 60.
- Marzluff, J. M. (2001). Worldwide urbanization and its effects on birds. In *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. Springer, Boston, 19-47.

- Mathews, F., Roche, N., Aughney, T., Jones, N., Day, J., Baker, J., y Langton, S. (2015). Barriers and benefits: implications of artificial night-lighting for the distribution of common bats in Britain and Ireland. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370.
- Matzke, E. B. (1936). The effect of streetlights in delaying leaf-fall in certain trees. *American Journal of Botany*, 23.
- McDonnell, M. J., y Niemelä, J. (2011). The history of urban ecology. *Urban Ecology*, 9.
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation*, 127.
- McPherson, E. G., Nowak, D., Heisler, G., Grimmond, S., Souch, C., Grant, R., y Rowntree, R. (1997). Quantifying urban forest structure, function, and value: the Chicago Urban Forest Climate Project. *Urban Ecosystems*, 1.
- Mendes, A. L. F., Lucena, B. T. L. D., De Araújo, A. M. G. D., Melo, L. P. F. D., Lopes, L. W., y Silva, M. F. B. D. L. (2016). Teacher's voice: vocal tract discomfort symptoms, vocal intensity and noise in the classroom. In *CoDAS*. Sociedade Brasileira de Fonoaudiologia, 168-175.
- Meng, Q. W., Zhou, Q., Gao, Y., y Zheng, S. J. (2011). Effects of acoustic frequency treatment on photosynthetic and chlorophyll fluorescence characters of tomato. *Acta Agriculturae Jiangxi*, 23.
- Miller, C. R., Barton, B. T., Zhu, L., Radeloff, V. C., Oliver, K. M., Harmon, J. P., y Ives, A. R. (2017). Combined effects of night warming and light pollution on predator-prey interactions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284.
- Molina-Freaner, F., & Eguiarte, L. E. (2003). The pollination biology of two paniculate agaves (Agavaceae) from northwestern Mexico: contrasting roles of bats as pollinators. *American Journal of Botany*, 90.
- Mora, E. C., y Macías, S. (2007). Echolocation calls of Poey's flower bat (*Phyllonycteris poeyi*) unlike those of other phyllostomids. *Naturwissenschaften*, 94.
- Moraes, S. L. D., Almendra, R., Santana, P., y Galvani, E. (2019). Variables meteorológicas y contaminación del aire y su asociación con internamientos por

- enfermedades respiratorias en niños: estudio de caso en São Paulo, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, 35.
- Moran, M. E. (2010). The light bulb, cystoscopy, and Thomas Alva Edison. *Journal of Endourology*, 24.
- Morillas, J. M. B., Gozalo, G. R., González, D. M., Moraga, P. A., y Vílchez-Gómez, R. (2018). Noise pollution and urban planning. *Current Pollution Reports*, 4.
- Morris-Drake, A., Kern, J. M., & Radford, A. N. (2016). Cross-modal impacts of anthropogenic noise on information use. *Current Biology*, 26.
- Morrison, D. W. (1978). Lunar phobia in a neotropical fruit bat, *Artibeus jamaicensis* (Chiroptera: Phyllostomidae). *Animal Behaviour*, 26.
- Morton, A. B., y Symonds, H. K. (2002). Displacement of *Orcinus orca* (L.) by high amplitude sound in British Columbia, Canada. *ICES Journal of Marine Science*, 59.
- Muchhala, N., y Thomson, J. D. (2010). Fur versus feathers: pollen delivery by bats and hummingbirds and consequences for pollen production. *The American Naturalist*, 175.
- Munguía-Rosas, M. (2003). Efecto de la fragmentación de la selva baja de la costa de Jalisco en la actividad de polinizadores de un árbol quiropterofílico de floración masiva (*Ceiba pentandra*): implicaciones para el éxito reproductivo. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Munguía-Rosas, M. A., Sosa, V. J., y Jácome-Flores, M. E. (2010). Pollination system of the *Pilosocereus leucocephalus* columnar cactus (tribe Cereeae) in eastern Mexico. *Plant Biology*, 12.
- Murata, N. (1969). Control of excitation transfer in photosynthesis I. Light-induced change of chlorophyll a fluorescence in *Porphyridium cruentum*. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Bioenergetics*, 172.
- Myczko, Ł., Sparks, T. H., Skórka, P., Rosin, Z. M., Kwieciński, Z., Górecki, M. T., y Tryjanowski, P. (2017). Effects of local roads and car traffic on the occurrence pattern and foraging behaviour of bats. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 56.

- Navara, K. J., y Nelson, R. J. (2007). The dark side of light at night: physiological, epidemiological, and ecological consequences. *Journal of Pineal Research*, 43.
- Nicholson, H. L., Osmotherly, P. G., Smith, B. A., y McGowan, C. M. (2007). Determinants of passive hip range of motion in adult Greyhounds. *Australian Veterinary Journal*, 85.
- Nicolson, S. W., y Thornburg, R. W. (2007). Nectar chemistry. In Nectaries and nectar. Springer, Dordrecht, 215-264
- Niemelä, J., Saarela, S. R., Söderman, T., Kopperoinen, L., Yli-Pelkonen, V., Väre, S., y Kotze, D. J. (2010). Using the ecosystem services approach for better planning and conservation of urban green spaces: a Finland case study. *Biodiversity and Conservation*, 19.
- Norgaard, R. B. (2010). Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological economics*, 69.
- Nojiri, T., Wilson, L. A., López-Aguirre, C., Tu, V. T., Kuratani, S., Ito, K., y Koyabu, D. (2021). Embryonic evidence uncovers convergent origins of laryngeal echolocation in bats. *Current Biology*, 31.
- Olazabal, E., y Bellet, C. (2019). De la ciudad compacta a la ciudad extensa. Procesos de urbanización recientes en áreas urbanas españolas articuladas por ciudades medias. In *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*. Universidad Complutense de Madrid, 149.
- Ollerton, J., Winfree, R., y Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals?. *Oikos*, 120.
- Ollerton, J. (2017). Pollinator diversity: distribution, ecological function, and conservation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48.
- Onibokun, A. G. (2019). Urban growth and urban management in Nigeria African Cities in Crisis. Routledge, 68-111.
- ONU (2015). Habitat iii issue papers: 11-public space. Nueva York: Naciones Unidas. Consultado en abril de 2021.

- Orellana Lanza, R., Espadas Manrique, C. y Nava Marín, F. (2010). Climas. En: R. Durán y M.Méndez (Eds.). Biodiversidad y desarrollo humano en Yucatán. Yucatán, México: CICY,PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA,10-11
- Ortega, C. P. (2012). Effects of noise pollution on birds: A brief review of our knowledge. *Ornithological monographs*, 74.
- Pacini, E. N. M. V. J., Nepi, M., y Vesprini, J. L. (2003). Nectar biodiversity: a short review. *Plant Systematics and Evolution*, 238.
- Panti-May, J. A., Torres-Castro, M. A., y Hernández-Batancourt, S. F. (2021). Zoonotic parasites and micromammals in the Yucatan Peninsula, Mexico: contributions of the CCBA-UADY. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 24.
- Pelorosso, R., Gobattoni, F., y Leone, A. (2017). The low-entropy city: A thermodynamic approach to reconnect urban systems with nature. *Landscape and Urban Planning*, 168.
- Pérez, J. A. V. (2017). Las áreas verdes urbanas en la mitigación del calor: caso comparativo entre la ciudad de Filadelfia, EU y la ciudad de Mérida, México. Tesis Maestría. Colegio de la Frontera Sur, Chiapas.
- Pérez-Medina, S., y López-Falfán, I. (2015). Green spaces and urban trees in Merida, Yucatan. Toward urban sustainability. *Economía, Sociedad y Territorio*, 15, 01-33.
- Pezzini, F. F., Dexter, K. G., de Carvalho-Sobrinho, J. G., Kidner, C. A., Nicholls, J. A., De Queiroz, L. P., y Pennington, R. T. (2020). Phylogeny and biogeography of *Ceiba* Mill. (Malvaceae, Bombacoideae). *Frontiers of Biogeograph*, 1.
- Phillips, J. N., Termondt, S. E., y Francis, C. D. (2021). Long-term noise pollution affects seedling recruitment and community composition, with negative effects persisting after removal. *Proceedings of the Royal Society B*, 288, 20202906.
- Pickett, S. T., Burch, W. R., Dalton, S. E., Foresman, T. W., Grove, J. M., y Rowntree, R. (1997). A conceptual framework for the study of human ecosystems in urban areas. *Urban Ecosystems*, 1.

- Polak, T., Korine, C., Yair, S., y Holderied, M. W. (2011). Differential effects of artificial lighting on flight and foraging behaviour of two sympatric bat species in a desert. *Journal of Zoology*, 285.
- Polivka, B. J. (2018). The great London smog of 1952. *AJN The American Journal of Nursing*, 118.
- Pontevedra-Pombal, X., Mighall, T. M., Nóvoa-Muñoz, J. C., Peiteado-Varela, E., Rodríguez-Racedo, J., García-Rodeja, E., y Martínez-Cortizas, A. (2013). Five thousand years of atmospheric Ni, Zn, As, and Cd deposition recorded in bogs from NW Iberia: prehistoric and historic anthropogenic contributions. *Journal of Archaeological Science*, 40.
- Potter, A., y LeBuhn, G. (2015). Pollination service to urban agriculture in San Francisco, CA. *Urban Ecosystems*, 18.
- Qi L, Teng G, Hou T, Zhu B, Liu X (2010). Influence of sound wave stimulation on the growth of strawberry in sunlight greenhouse. *IFIP advances in information and communication technology*, 317.
- Quesada, M., Stoner, K. E., Rosas-Guerrero, V., Palacios-Guevara, C., y Lobo, J. A. (2003). Effects of habitat disruption on the activity of nectarivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a dry tropical forest: implications for the reproductive success of the neotropical tree *Ceiba grandiflora*. *Oecologia*, 135.
- Quispe, L. M. (2016). Estudio de los factores de calidad de alumbrado exterior que inciden en la contaminación lumínica en el centro histórico de la ciudad del Cusco, 2015. *Yachay-Revista Científico Cultural*, 5.
- Raap, T., Pinxten, R., y Eens, M. (2015). Light pollution disrupts sleep in free-living animals. *Scientific Reports*, 5.
- Ramananjato, V., Rakotomalala, Z., Park, D. S., DeSisto, C. M., Raoelinjanakolona, N. N., Guthrie, N. K., y Razafindratsima, O. H. (2020). The role of nocturnal omnivorous lemurs as seed dispersers in Malagasy rain forests. *Biotropica*, 52.
- Ramírez, A. (2002). Toxicología del cadmio. Conceptos actuales para evaluar exposición ambiental u ocupacional con indicadores biológicos. *Universidad Nacional Mayor de San Marcos*, 63.

- Ramos, R. Y., y Delgado, M. A. T. (2010). Urbanismo difuso en suelo rústico. Deterioro ambiental y corrupción en la provincia de Málaga (El caso de la Axarquía). *Sociedad: boletín de la Sociedad de Amigos de la Cultura de Vélez-Málaga* 9.
- Raven, J. A., y Cockell, C. S. (2006). Influence on photosynthesis of starlight, moonlight, planetlight, and light pollution (reflections on photosynthetically active radiation in the universe). *Astrobiology*, 6.
- Ravimohan, A. L. (1968). An application of the model to the 1952 London" killer" fog. *Environmental Science and Technology*, 2.
- Razafindratsima, O. H. (2014). Seed dispersal by vertebrates in Madagascar's forests: review and future directions. *Madagascar Conservation and Development*, 9.
- Rex, K., Michener, R., Kunz, T. H., y Voigt, C. C. (2011). Vertical stratification of Neotropical leaf-nosed bats (Chiroptera: Phyllostomidae) revealed by stable carbon isotopes. *Journal of Tropical Ecology*, 27.
- Riveros, J. L., Correa, L. M., y Schuler, G. (2017). Daylight effect on melatonin secretion in adult female guanacos (*Lama guanicoe*). *Reproduction in Domestic Animals*, 52.
- Rocha, R. (2015). Look what the cat dragged in: *Felis silvestris catus* as predators of insular bats and instance of predation on the endangered *Pipistrellus maderensis*. *Barb*, 8.
- Rodríguez, A., Holmes, N. D., Ryan, P. G., Wilson, K. J., Faulquier, L., Murillo, Y., y Negro, J. J. (2017). Seabird mortality induced by land-based artificial lights. *Conservation Biology*, 31.
- Rodríguez, A., Rodríguez, B., Curbelo, Á. J., Pérez, A., Marrero, S., y Negro, J. J. (2012). Factors affecting mortality of shearwaters stranded by light pollution. *Animal Conservation*, 15.
- Rodríguez-Durán, A., Pérez, J., Montalbán, M. A., y Sandoval, J. M. (2010). Predation by free-roaming cats on an insular population of bats. *Acta Chiropterologica*, 12.
- Rodríguez-Rodríguez, M. C., Jordano, P., y Valido, A. (2013). Quantity and quality components of effectiveness in insular pollinator assemblages. *Oecologia*, 173.

- Romero Novoa, J. A. (2010). Transformación urbana de la ciudad de Bogotá, 1990-2010: efecto espacial de la liberalización del comercio. *Perspectiva Geográfica*, 15.
- Ruby, J., Nathan, P. T., Balasingh, J., y Kunz, T. H. (2000). Chemical composition of fruits and leaves eaten by short-nosed fruit bat, *Cynopterus sphinx*. *Journal of Chemical Ecology*, 26.
- Rumanova, V. S., Okuliarova, M., y Zeman, M. (2020). Differential effects of constant light and dim light at night on the circadian control of metabolism and behavior. *International Journal of Molecular Sciences*, 21.
- Russo, D., y Ancillotto, L. (2015). Sensitivity of bats to urbanization: a review. *Mammalian Biology*, 80.
- Rydell, J., Arita, H. T., Santos, M., y Granados, J. (2002). Acoustic identification of insectivorous bats (order Chiroptera) of Yucatan, Mexico. *Journal of Zoology*, 257.
- Sahli, H. F., y Conner, J. K. (2006). Characterizing ecological generalization in plant-pollination systems. *Oecologia*, 148.
- Saldaña-Vázquez, R. A., y Munguía-Rosas, M. A. (2013). Lunar phobia in bats and its ecological correlates: a meta-analysis. *Mammalian Biology*, 78.
- Sánchez de Miguel, A. (2016). Variación espacial, temporal y espectral de la contaminación lumínica y sus fuentes: Metodología y resultados. Tesis de doctorado. Universidad Complutense de Madrid.
- Sánchez, S., y Fermín, W. (2018). Estudio y análisis del grado de contaminación lumínica en un polígono (o área) del sector norte de la ciudad de Quito de acuerdo a la normativa de polución lumínica mundial–propuestas de solución. Tesis de maestría. Escuela Politécnica Nacional de Quito.
- Sánchez, Y. G., y Díaz, Y. F. (2014). Efectos de la contaminación sónica sobre la salud de estudiantes y docentes, en centros escolares. *Revista cubana de higiene y epidemiología*, 52.
- Sato, Y., y Zenou, Y. (2015). How urbanization affect employment and social interactions. *European Economic Review*, 75.

- Savard, J.-P. L., Clergeau, P., y Mennechez, G. (2000). Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and urban planning*, 48.
- Schaub, A., Ostwald, J., y Siemers, B. M. (2008). Foraging bats avoid noise. *Journal of Experimental Biology*, 211.
- Schwartz, A., y Henderson, R. W. (1991). Amphibians and reptiles of the West Indies: descriptions, distributions, and natural history. University Press of Florida.
- Schwarz, H. E. (2003). Light pollution control: world-wide effects of and efforts to reduce light pollution. *Organizations and strategies in astronomy*. Springer, Dordrecht, 7-57.
- Schwartz, A. L., Williams, H. F., Chadwick, E., Thomas, R. J., y Perkins, S. E. (2018). Roadkill scavenging behaviour in an urban environment. *Journal of Urban Ecology*, 4.
- Seitinger, S., Perry, D. S., y Mitchell, W. J. (2009). Urban pixels: painting the city with light. *In Proceedings of the SIGCHI Conference on Human Factors in Computing Systems*, 839-848
- Sekercioglu, C. H. (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in ecology & evolution*, 21.
- Settle, D. M., y Patterson, C. C. (1980). Lead in albacore: guide to lead pollution in Americans. *Science*, 207.
- Shochat, E., Warren, P. S., Faeth, S. H., McIntyre, N. E., y Hope, D. (2006). From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology Evolution*, 21.
- Siemers, B. M., y Schaub, A. (2011). Hunting at the highway: traffic noise reduces foraging efficiency in acoustic predators. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278.
- Silva, E., Marco, A., da Graça, J., Pérez, H., Abella, E., Patino-Martinez, J., y Almeida, C. (2017). Light pollution affects nesting behavior of loggerhead turtles and predation risk of nests and hatchlings. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 173.

- Simó Martínez, R. M. (1993). La contaminación vegetal de la Pena de Candamo. *La protección y conservación del arte rupestre paleolítico. Mesa Redonda Hispano-Francesa, 1*.
- Simon, R., Holderied, M. W., Koch, C. U., y von Helversen, O. (2011). Floral acoustics: conspicuous echoes of a dish-shaped leaf attract bat pollinators. *Science, 333*.
- Simón-Porcar, V. I., Abdelaziz, M., y Arroyo, J. (2018). El papel de los polinizadores en la evolución floral: una perspectiva mediterránea. *Revista Ecosistemas, 27*.
- Sinervo, B., Mendez-De-La-Cruz, F., Miles, D. B., Heulin, B., Bastiaans, E., Villagrán-Santa Cruz, M., y Sites, J. W. (2010). Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. *Science, 328*.
- Singaravelan, N., y Marimuthu, G. (2004). Nectar feeding and pollen carrying from *Ceiba pentandra* by pteropodid bats. *Journal of Mammalogy, 85*.
- Škvareninová, J., Tuharska, M., Škvarenina, J., Babalova, D., Slobodnikova, L., Slobodnik, B., Středová, H. & Mindřaš, J. (2017). Effects of light pollution on tree phenology in the urban environment. *Moravian geographical reports, 25*.
- Solano Lamphar, H. A. (2010). Medición de la contaminación lumínica en espacios naturales: propuesta de un modelo predictivo. Tesis de doctorado. Universitat Politècnica de Catalunya.
- Solano-Lamphar, H. A., y Kocifaj, M. (2018). Numerical research on the effects the skyglow could have in phytochromes and RQE photoreceptors of plants. *Journal of environmental management, 209*.
- Sower, L. L., Shorey, H. H., y Gaston, L. K. (1970). Sex pheromones of noctuid moths. XXI. Light: dark cycle regulation and light inhibition of sex pheromone release by females of *Trichoplusiani*. *Annals of the Entomological Society of America, 63*.
- Spencer, R. D., Beausoleil, R. A., y Martorello, D. A. (2007). How agencies respond to human–black bear conflicts: A survey of wildlife agencies in North America. *Ursus, 18*.
- Stead, I. M., y Stead, M. (1998). *La vida en el antiguo Egipto*. Ediciones: AKAL.

- Stebbins, G. L. (1970). Adaptive radiation of reproductive characteristics in angiosperms, I: pollination mechanisms. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1.
- Stilz, W. P., y Schnitzler, H. U. (2012). Estimation of the acoustic range of bat echolocation for extended targets. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 132.
- Stone, E. L., Harris, S., y Jones, G. (2015). Impacts of artificial lighting on bats: a review of challenges and solutions. *Mammalian Biology*, 80.
- Stone, J. E., Aubert, X. L., Maass, H., Phillips, A. J., Magee, M., Howard, M. E., y Sletten, T. L. (2019). Application of a limit-cycle oscillator model for prediction of circadian phase in rotating night shift workers. *Scientific Reports*, 9.
- Stoner, K. E., Quesada, M., Rosas-Guerrero, V., y Lobo, J. A. (2002). Effects of Forest Fragmentation on the Colima Long-nosed Bat (*Musonycteris harrisoni*) Foraging in Tropical Dry Forest of Jalisco, Mexico. *Biotropica*, 34.
- Stoner, K. E., Karla, A. S., Roxana, C. F., y Quesada, M. (2003). Population dynamics, reproduction, and diet of the lesser long-nosed bat (*Leptonycteris curasoae*) in Jalisco, Mexico: implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, 12.
- Straka, T. M., Wolf, M., Gras, P., Buchholz, S., y Voigt, C. C. (2019). Tree cover mediates the effect of artificial light on urban bats. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7.
- Sullivan, J. J., Meurk, C., Whaley, K. J., y Simcock, R. (2009). Restoring native ecosystems in urban Auckland: urban soils, isolation, and weeds as impediments to forest establishment. *New Zealand Journal of Ecology*, 33.
- Suntecún Castellanos, A. (2010). Tratamiento primario desechos de las lámparas de vapor de mercurio de alta presión del alumbrado público en las municipalidades de Guatemala. Tesis de doctorado. Universidad de San Carlos de Guatemala.
- Sutherland, W. J., Broad, S., Butchart, S. H., Clarke, S. J., Collins, A. M., Dicks, L. V., y Gaston, K. J. (2019). A horizon scan of emerging issues for global conservation in 2019. *Trends in Ecology and Evolution*, 34.
- Takagi, M., y Gyokusen, K. (2004). Light and atmospheric pollution affect photosynthesis of street trees in urban environments. *Urban Forestry and Urban Greening*, 2.

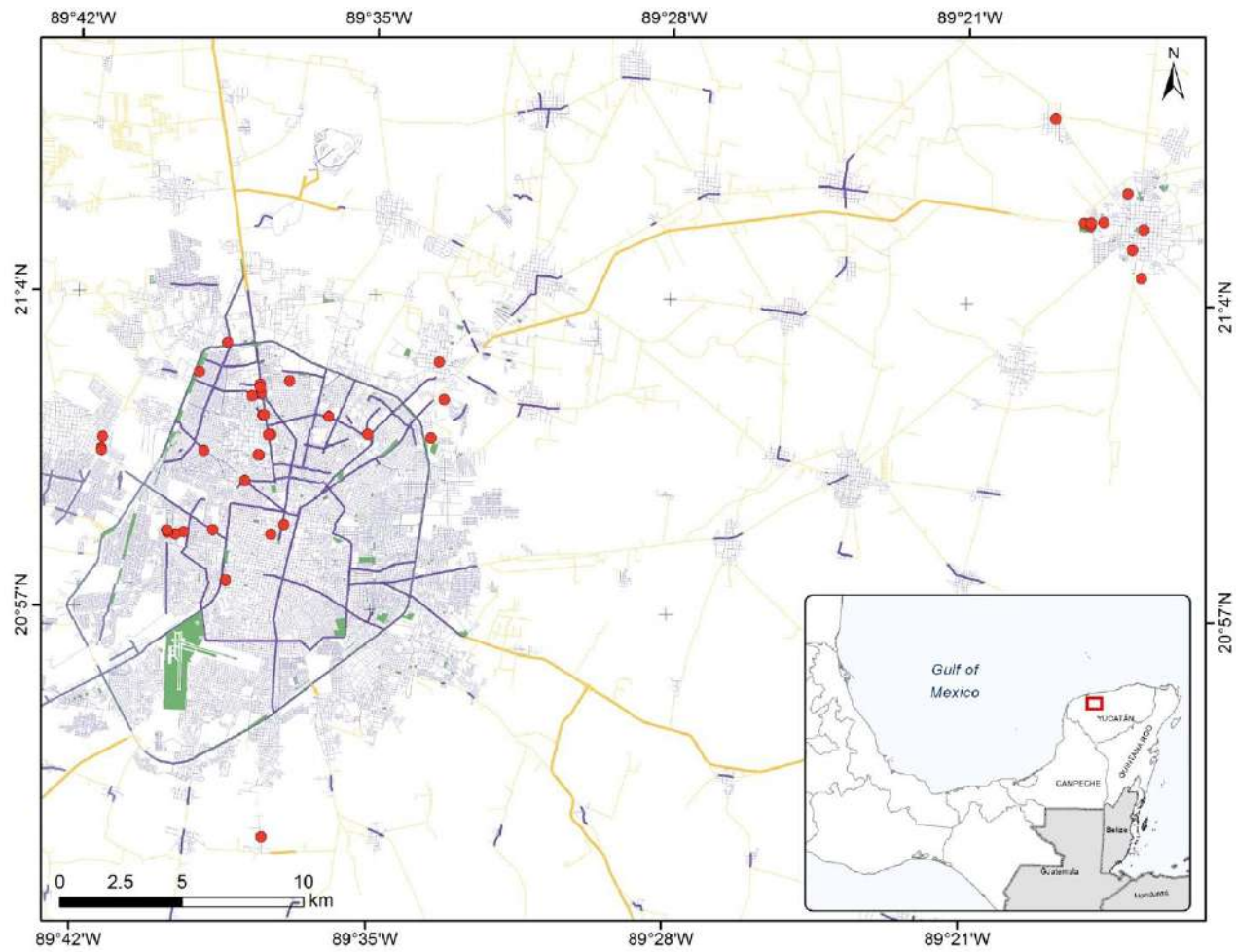
- Tang, J., Guo, Y., y Xu, C. (2018). Light pollution effects of illuminance on yellowish green forsterite color under CIE standard light source D65. *Ekoloji*, 27.
- Tarantola Puig, M. (2014). Portic Manifiesta, la aplicación del consignatario: Estudio sobre su funcionamiento y el avance de la tecnología. Proyecto de diplomado. Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona.
- Tardà, A., Palà, V., Arbiol, R., Pérez, F., Viñas, O., Pipia, L., y Martínez, L. (2011). Detección de la iluminación exterior urbana nocturna con el sensor aerotransportado CASI-550. *Internation Geomatic Week*.
- Tellería, J. L. (2013). Pérdida de biodiversidad. Causas y consecuencias de la desaparición de las especies. *Memorias de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, 10.
- Tessnow, T., Tucker, M., y Devir, D. (2006). *Low Power DC and PWM Operation of Halogen Bulbs* (No. 2006-01-0713). SAE Technical Paper.
- Thomas, R. G., y Pasumarty, S. V. (1996). Limitations to seed set in white clover (*Trifolium repens* L.). I. Preliminary observations. *Journal of Applied Seed Production* 14.
- Thums, M., Whiting, S. D., Reisser, J., Pendoley, K. L., Pattiaratchi, C. B., Proietti, M., y Meekan, M. G. (2016). Artificial light on water attracts turtle hatchlings during their near shore transit. *Royal Society open science*, 3.
- Tikhonova, G., Tikhonov, I., y Bogomolov, P. (2006). Impact of a small city on the structure of small mammal fauna in forests of the northeastern Moscow region. *Russian Journal of Ecology*, 37.
- Titulaer, M., Spoelstra, K., Lange, C. Y., y Visser, M. E. (2012). Activity patterns during food provisioning are affected by artificial light in free living great tits (*Parus major*). *PLoS ONE*, 7.
- Trejo, C. A., Chimbo, K. S. O., y Erazo, R. A. M. (2015). El crecimiento poblacional y su impacto la contaminación ambiental. *Revista Contribuciones a las Ciencias Sociales*, 27.

- Tremlett, C. J., Moore, M., Chapman, M. A., Zamora-Gutierrez, V., y Peh, K. S. H. (2020). Pollination by bats enhances both quality and yield of a major cash crop in Mexico. *Journal of Applied Ecology*, 57.
- Tresch, S., Frey, D., Le Bayon, R. C., Zanetta, A., Rasche, F., Fliessbach, A., y Moretti, M. (2019). Litter decomposition driven by soil fauna, plant diversity and soil management in urban gardens. *Science of the Total Environment*, 658.
- Truxa, C., y Fiedler, K. (2012). Attraction to light-from how far do moths (Lepidoptera) return to weak artificial sources of light?. *European Journal of Entomology*, 109.
- Tschapka, M., y Von Helversen, O. (2007). Phenology, nectar production and visitation behaviour of bats on the flowers of the bromeliad *Werauhia gladioliflora* in a Costa Rican lowland rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 23.
- Uribe Bencomo, E. (2017). Identificación acústica de los murciélagos insectívoros en parques urbanos de la ciudad de Mérida, Yucatán. Tesis de Licenciatura. Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Autónoma de Yucatán.
- Urquijo Torres, P. S., y Barrera Bassols, N. (2009). Historia y paisaje: Explorando un concepto geográfico monista. *Andamios*, 5.
- Vaissière, A. C., Levrel, H., Hily, C., y Le Guyader, D. (2013). Selecting ecological indicators to compare maintenance costs related to the compensation of damaged ecosystem services. *Ecological indicators*, 29.
- Valdez, C., y Luna, R. (2012). (2012). Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos. *Revista Bio Ciencias*, 1.
- van Langevelde, F., Ettema, J. A., Donners, M., WallisDeVries, M. F., y Groenendijk, D. (2011). Effect of spectral composition of artificial light on the attraction of moths. *Biological conservation*, 144.
- Volampeno, M. S. N., Downs, C. T., y Randriatahina, G. (2013). Structure and composition of Ankarafa Forest, Sahamalaza-Iles Radama National Park, Madagascar: Implications for the frugivorous endemic blue-eyed black lemur (*Eulemur flavifrons*). *South African Journal of Wildlife*, 43.

- Welch, J. N., y Leppanen, C. (2017). The threat of invasive species to bats: a review. *Mammalian Review*, 47.
- Whitehead, M. R., y Peakall, R. (2009). Integrating floral scent, pollination ecology and population genetics. *Functional Ecology*, 23.
- Williams, J. N. (2013). Humans and biodiversity: population and demographic trends in the hotspots. *Population and Environment*, 34.
- Williams, Z. J., He, J. L., Cascio, C. J., y Woynaroski, T. G. (2020). A review of decreased sound tolerance in autism: Definitions, phenomenology, and potential mechanisms. *Neuroscience & Biobehavioral Reviews*, 121.
- Wilson, A. A., Seymoure, B. M., Jaeger, S., Milstead, B., Payne, H., Peria, L., y Francis, C. D. (2021). Direct and ambient light pollution alters recruitment for a diurnal plant–pollinator system. *Integrative and Comparative Biology*, 1.
- Wilson, P., Thums, M., Pattiaratchi, C., Meekan, M., Pendoley, K., Fisher, R., y Whiting, S. (2018). Artificial light disrupts the nearshore dispersal of neonate flatback turtles *Natator depressus*. *Marine Ecology Progress Series*, 600.
- Winter, Y., López, J., y Von Helversen, O. (2003). Ultraviolet vision in a bat. *Nature*, 425.
- Winter, Y., y Stich, K. P. (2005). Foraging in a complex naturalistic environment: capacity of spatial working memory in flower bats. *Journal of Experimental Biology*, 208.
- Wirth, P., Chang, J., Syrbe, R. U., Wende, W., y Hu, T. (2018). Green infrastructure: a planning concept for the urban transformation of former coal-mining cities. *International Journal of Coal Science & Technology*, 5.
- Wu, J. (2014). Urban ecology and sustainability: The state-of-the-science and future directions. *Landscape and urban planning*, 125.
- Wynn, T., y Mostaghimi, S. (2006). The effects of vegetation and soil type on streambank erosion, southwestern virginia, usa 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 42.
- Xiujuan, W., Bochu, W., Yi, J., Chuanren, D., y Sakanishi, A. (2003). Effect of sound wave on the synthesis of nucleic acid and protein in chrysanthemum. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 29.

- Xue, X., Lin, Y., Zheng, Q., Wang, K., Zhang, J., Deng, J., y Gan, M. (2020). Mapping the fine-scale spatial pattern of artificial light pollution at night in urban environments from the perspective of bird habitats. *Science of the Total Environment*, 702.
- Yi, J., Bochu, W., Xiujuan, W., Daohong, W., Chuanren, D., Toyama, Y., y Sakanishi, A. (2003). Effect of sound wave on the metabolism of chrysanthemum roots. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 29.
- Yorzinski, J. L., Chisholm, S., Byerley, S. D., Coy, J. R., Aziz, A., Wolf, J. A., y Gnerlich, A. C. (2015). Artificial light pollution increases nocturnal vigilance in peahens. *PeerJ*, 3, e1174.
- Yovel, Y., Geva-Sagiv, M., y Ulanovsky, N. (2011). Click-based echolocation in bats: not so primitive after all. *Journal of Comparative Physiology A*, 197.
- Yubero, I. D. (2018). El jugo de la aceituna, La única grasa que tiene derecho a llamarse aceite. *Distribución y Consumo*, 5.
- Zannin, P. H. T., Ferreira, A. M. C., y Szeremetta, B. (2006). Evaluation of noise pollution in urban parks. *Environmental monitoring and assessment*, 118..
- Zhu, J., Jiang, S., y Shen, L. (2011). Effects of music acoustic frequency on indoleacetic acid in plants. *Agricultural Science and Technology-Hunan*, 12, 1749-1752.
- Zlotnik, H. (2017). World urbanization: trends and prospects New Forms of Urbanization. Routledge, 3-64.

Anexo 1. Mapa del sitio de estudio. En los puntos rojos se señala la ubicación de los árboles de *Ceiba pentandra* estudiados.



Anexo 2. Protocolo para conteo de carga de polen y tubos polínicos.

Reactivos	Preparación
FAA (Alcohol etílico o etanol, Ácido acético glacial, Formaldehído)	Preparar 100ml de FAA, mezclar 90ml de etanol al 70% con 5ml de ácido acético y 5ml de formaldehído.
BUFFER DE FOSFATO 0.1M pH 8.3	Pesar 14.196g de Na ₂ HPO ₄ y disolver en 800ml de agua destilada, ajustar pH a 8.3 con HCl 0.1N y aforar a 1lt.
NaOH 8N	Pesar 320g de NaOH y disolver en 700ml de agua destilada, aforar a 1lt.
NaOH 4N	Pesar 160g de NaOH y disolver en 800ml de agua destilada, aforar a 1lt.
AZUL DE ANILINA 0.05% p/v	Pesar 0.05g de azul de anilina y disolver en 100ml de buffer Na ₂ HPO ₄ pH 8.3
GLICERINA 10%	Disolver 100 µl de glicerina en 900 µl de agua destilada.

Procedimiento:

Método original (Martin 1959)

- 1.- Fijar el estilo y ovario en una solución de FAA (puede ser almacenado a temperatura ambiente por un largo periodo de tiempo).
- 2.- Lavar el estilo generosamente con agua destilada, alternativamente puedes sumergirlos en agua para eliminar el exceso de FAA. Si es necesario seccionar el ovario y separar del estilo.
- 3.- Colocar el estilo en NaOH 8N entre 12-36 horas para reblandecer el tejido.
- 4.- Aclarar en agua destilada como máximo una hora para eliminar el exceso de NaOH.
- 5.- Colocar el estilo en azul de anilina 0.05% (p/v) en tampón fosfato 0.1M pH 8.3 durante 2 horas o más.

6.- Extender y montar el estilo en el portaobjetos sobre una gota de solución acuosa de 50% glicerina/agua, cubierto con un cubre-objeto, presionar el estilo suavemente (squash).

7.- Observar bajo epifluorescencia cerca del espectro UV de excitación. La calosa fluorescerá en los tubos polínicos de un color azul-verdoso.

Nota: El tiempo de preparación dependerá de la consistencia del tejido, variando entre genotipos. Realizar este procedimiento con guantes ya que el azul de anilina es cancerígeno.

Método aplicado en el laboratorio:

1.- Obtener el estilo y ovario de la flor y almacenar en un microtubo con una solución de FAA (en esta solución puede ser mantenido por un largo periodo de tiempo a temperatura ambiente).

2.- Tomar el estilo cuidadosamente y lavar por sumersión con agua destilada 3 veces (elimina el exceso de FAA), si es necesario seccionar el ovario y separar el estilo cuidadosamente.

3.- Colocar el estilo en un microtubo con 1ml de NaOH 4N durante 5-10 minutos en un baño maría a 65° C para reblandecer el tejido.

4.- Aclarar el estilo lavando por sumersión 3 veces en agua destilada, eliminando el exceso de NaOH.

5.- Colocar el estilo en un microtubo con 1ml azul de anilina 0.05% (p/v) durante 10 minutos en un baño maría a 65° C para teñir los tubos polínicos del estilo.

6.- Extender y montar el estilo en el porta-objeto sobre una gota de solución de glicerina al 10%, cubierto con un cubre-objeto realizando un squash suavemente en el estilo, aplicando fuerza suficiente para abrir el tejido pero no para romper, sellar con un barniz de uñas.

7.- Observar el estilo y los tubos polínicos en un microscopio de epifluorescencia. La calosa fluorescerá en los tubos polínicos de un color azul-verdoso.

Nota: El estilo en presencia de NaOH tiene 2 variables una es concentración (4N y 8N) y tiempo (5 o 10 minutos) en baño maría. Realizar este procedimiento con guantes ya que el azul de anilina es cancerígeno.