



Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C.

Posgrado en Ciencias Biológicas

**“Relaciones especies-área-energía” para la
comunidad de aves de la Ciudad de Mérida**

Tesis que presenta

Gerardo Iván Linares Hernández

En opción al título de

MAESTRO EN CIENCIAS

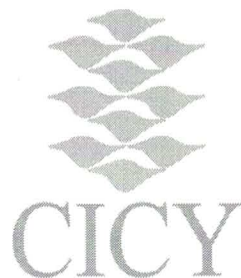
(Ciencias Biológicas: Opción Recursos Naturales)

Mérida, Yucatán, México

2020

CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA DE YUCATÁN, A. C.

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS



RECONOCIMIENTO

Por medio de la presente, hago constar que el trabajo de tesis de **Gerardo Iván Linares Hernández** titulado **“Relaciones especies-área-energía” para la comunidad de aves de la Ciudad de Mérida** fue realizado en la Unidad de Recursos Naturales, en la Línea de Cambio Global en Ecosistemas Neo-Tropicales del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. bajo la dirección del Dr. Richard Evan Feldman, dentro de la opción de Maestría en Ciencias Biológicas, perteneciente al Programa de Posgrado en Ciencias Biológicas de este Centro.

Atentamente.

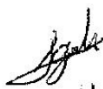
Dra. Cecilia Hernández Zepeda
Directora de Docencia

Mérida, Yucatán, México, a 09 de Enero de 2020

DECLARACIÓN DE PROPIEDAD

Mérida, Yucatán, México, a 09 de enero de 2020

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



Gerardo Iván Linares Hernández

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Richard Evan Feldman por su apoyo y dirección de este proyecto, así como por todo el tiempo que ha dedicado para la mejora de mi tesis y mi crecimiento como estudiante.

A todos los miembros de mi comité tutorial, al Dr. José Luis Hernández Stefanoni y el Dr. Salvador Montiel Ortega por su apoyo, comentarios y consejos a lo largo de toda la maestría y que mejoraron este trabajo. A la Dra. Casandra Reyes García y al Dr. Raúl Ortiz Pulido por aportar sus valiosos comentarios y sugerencias que permitieron fortalecer y presentar de una mejor manera mi trabajo.

Al Consejo Nacional De Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca núm. 634801 la cual me permitió realizar mis estudios de posgrado.

Al Técnico del CICY Alfredo Dorantes por todo el apoyo brindado en campo además de los consejos para el trabajo y enseñarme todos sus conocimientos en las aves.

A la M.C. Clarisa Jiménez Bañuelos subdirectora del jardín botánico “Roger Orellana” por las facilidades otorgadas para desarrollar mi trabajo.

A los Hermanos Buenfil Cervera dueños de Mapsa por el apoyo y facilidades para llevar a cabo parte de mi trabajo dentro de la empresa. Al MVZ. Augusto Cervera, a los Ingenieros Carlos Catzim, Macarthur Nolasco y a todos los trabajadores de la zona en reforestación de Mapsa por las facilidades y apoyo otorgados cada semana durante los muestreos.

A todos mis compañeros de trabajo de “EcoAves”, Aldo Echeverría, Zeydi Miam, Emely Matú, Beatriz Morales, Alejandro Medina, Jaqueline Durán, Davira Palma, Ingrid Tello y Sebastián Gay por todo su apoyo tanto académico como moral y también por hacer amena toda la maestría.

A la Unidad de Recursos Naturales del CICY, a todos los trabajadores y estudiantes que me brindaron su apoyo y consejos durante mi estancia en el CICY.

DEDICATORIA

A mi familia, por todo el apoyo y motivación para salir siempre adelante.

A mi mamá Marta, por siempre confiar en mí y motivarme a cumplir mis sueños sin importar cuales fueran, además de enseñarme a dar siempre mi mejor esfuerzo y dedicación a mi profesión sin importar las dificultades personales o económicas.

A mis hermanos Gilberto y Germán, por siempre estar ahí y ser compañeros de un sinfín de historias, además de ser consejeros de vida y un apoyo en todo momento.

A mi padre Gilberto, por enseñarme a que, sin importar que tan difícil sea la vida, siempre debo salir adelante y ser el mejor ser humano que pueda.

Karen, gracias por apoyarme en esta aventura que fue la maestría y confiar en mí aun cuando no tenía nada que ofrecerte, haber soportado conmigo lo difícil que puede ser la vida y aún con todo eso te agradezco el haberte quedado conmigo y regalarme tantos años de tu compañía.

ÍNDICE

ÍNDICE DE FIGURAS.....	v
ÍNDICE DE TABLAS	v
INTRODUCCIÓN.....	1
ANTECEDENTES	5
1.1 ECOLOGÍA URBANA EN EL ESTUDIO DE LA AVIFAUNA	5
1.2 URBANIZACIÓN Y SUS EFECTOS SOBRE LA COMUNIDAD DE AVES	6
1.3 ÁREAS VERDES URBANAS COMO SITIOS PARA LA CONSERVACIÓN DE AVES.....	9
1.4 EFECTO DE LA ESTACIONALIDAD SOBRE LA RIQUEZA DE AVES EN ENTORNOS URBANOS	10
1.5 COMUNIDAD DE AVES DE YUCATÁN Y LA URBANIZACIÓN EN MÉRIDA...	10
1.6 USO DE PERCEPCIÓN REMOTA PARA EL ESTUDIO DE LA VEGETACIÓN	13
1.7 ÍNDICES DE VEGETACIÓN PARA EL CÁLCULO DE LA PRODUCTIVIDAD VEGETAL.....	13
1.8 ÍNDICE DE VEGETACIÓN DIFERENCIAL NORMALIZADO (NDVI)	14
1.9 “RELACIÓN ESPECIES-ÁREA-ENERGÍA” Y LA RIQUEZA DE AVES	16
JUSTIFICACIÓN	18
PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN	21
OBJETIVOS	21
HIPÓTESIS	22

CAPITULO II	27
2.1 MATERIALES Y MÉTODOS.....	27
2.1.1 SITIOS DE ESTUDIO	27
2.1.2 ACUAPARQUE DE VERGEL.....	28
2.1.3 FRACCIONAMIENTO DEL PARQUE	29
2.1.4 JARDÍN BOTÁNICO REGIONAL “ROGER ORELLANA” (JBR)	30
2.1.5 PARQUE ECOLÓGICO KAI LUUM.....	31
2.1.6 ÁREA DE REFORESTACIÓN DE LA EMPRESA MATERIALES ANILLO PERIFÉRICO S.A. (Mapsa).....	32
2.1.7 PARQUE ARQUEOECOLÓGICO DEL PONIENTE	33
2.1.8 PARQUE ECOLÓGICO DEL PONIENTE.....	34
2.2. COLECTA DE DATOS	35
2.2.1 ÍNDICE DE URBANIZACIÓN	36
2.2.2 PORCENTAJE DE CONCRETO Y COBERTURA VEGETAL.....	38
2.2.3 ÁREA Y ENERGÍA DE LOS SITIOS	39
2.3 ANÁLISIS DE DATOS.....	40
CAPITULO III	43
3.1. RESULTADOS	43
CAPITULO IV	53
4.1. DISCUSIÓN	53
CAPÍTULO V	59

5.1. CONCLUSIONES	59
5.2. PERSPECTIVAS	60
BIBLIOGRAFIA.....	61
ANEXOS	77

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Proceso histórico de la urbanización en Mérida de 1910 - 2010. Fuente: Iracheta y Bolio, 2012.	11
Figura 2 Cambios en el uso del suelo (ha) del 2000 a 2009. Fuente: Iracheta y Bolio, 2012.	12
Figura 3. Ecuación del NDVI (Díaz, 2015)	14
Figura 4. Predicciones para la riqueza de aves y las variables de estudio en la hipótesis del gradiente urbano.....	22
Figura 5. Predicciones para la abundancia de aves oportunistas y la cobertura vegetal en la hipótesis del gradiente urbano.....	23
Figura 6. Predicciones para los cambios estacionales de las aves residentes y migratorias en la hipótesis de la variación estacional.....	24
Figura 7. Predicciones para la riqueza de aves y las variables de estudio en la hipótesis especies-área-energía.....	25
Figura 8. Ubicación espacial de los sitios de estudio.....	27
Figura 9. Vista panorámica del Acuaparque de Vergel.	28
Figura 10. Vista panorámica del Fraccionamiento del Parque.	29
Figura 11. Vista panorámica del JBR.	30
Figura 12. Vista panorámica de Kai Luum.	31
Figura 13. Vista panorámica de Mapsa.	32
Figura 14. Vista panorámica del PAEP.....	33
Figura 15. Vista panorámica del PEP.	34
Figura 16. Esquema para el cálculo del índice de urbanización (modificado de Inec,	

2017).	37
Figura 17. Clasificación supervisada y puntos de validación para Mérida. Los puntos rojos corresponden a las coordenadas aleatorias de validación.....	38
Figura 18. NDVI de enero del 2017 en Mérida obtenido mediante el análisis de una imagen del SENTINEL 2-A.....	40
Figura 19. Curva de rarefacción con la riqueza de los sitios. Intervalo de confianza de 95%.	43
Figura 20. Índice de Simpson para los sitios de estudio.	44
Figura 21. Relación de la riqueza de aves residentes (a) y migratorias (b) con el índice de urbanización de los sitios.	45
Figura 22. Relación de la riqueza de aves residentes (a) y migratorias (b) con el porcentaje de concreto de los sitios.	45
Figura 23. Relación de la riqueza de aves residentes (a) y migratorias (b) con la cobertura vegetal de los sitios.....	46
Figura 24. Relación entre la abundancia de especies oportunistas y la cobertura vegetal de los sitios de estudio.	47
Figura 25. Variación estacional de la riqueza de aves residentes en los sitios de estudio. IU es el índice de urbanización y los puntos rojos indican los sitios con significancia <0.05	48
Figura 26. Variación estacional de la riqueza de aves migratorias en los sitios de estudio. IU es el índice de urbanización y los puntos rojos indican los sitios con significancia <0.05	49
Figura 27. Relación de la riqueza de aves residentes con la energía y el área de los sitios.	50
Figura 28. Relación de la riqueza de aves migratorias con la energía y área de los	

sitios.....	51
-------------	----

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Variables seleccionadas del Censo de Población y Vivienda (INEGI, 2010) para la elaboración del índice de urbanización.	36
Tabla 2. Porcentaje de cada variable dentro del índice mediante un PCA.	37
Tabla 3. Modelos de urbanización, estacionalidad y “especies-área-energía”. S= riqueza de especies, IU=Índice de Urbanización, %Concreto= Porcentaje de concreto, Ab= Abundancia, A_Veg= Cobertura vegetal (en km ²), sp= especies oportunistas, s=semanas de muestre o, la restricción del GAM fue la variación entre sitios, Log= logaritmo, E= energía del sitio, A =área del sitio (en km ²).	41

RESUMEN

La urbanización es uno de los factores que más influye en la pérdida de la diversidad de aves, disminuyendo la riqueza de especies debido al cambio del uso del suelo y la fragmentación del hábitat natural, generando una matriz urbana con remanentes de vegetación denominadas áreas verdes. Las áreas verdes pueden contrarrestar efectos de la urbanización como la depredación o limitación del alimento, además de facilitar el desplazamiento de las aves permitiendo aumentar la riqueza de especies en estos sitios en comparación con otras coberturas del suelo de la ciudad. La riqueza de aves en las áreas verdes puede variar a lo largo del año producto de la estacionalidad (observada en cambios ambientales), la disponibilidad de alimento o en procesos como la migración. Sin embargo, existen otros factores que determinan la riqueza de un sitio, como el tamaño y la energía disponible en el lugar. La relación entre la riqueza de especies con el tamaño y la energía se denomina “relación especies-área-energía” y ha sido útil para explicar la riqueza de aves a escalas macroecológicas. Esta relación junto con la urbanización y la estacionalidad han sido poco estudiados en ciudades Neotropicales como Mérida, cuyo crecimiento se ha acelerado en las últimas décadas. El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto de la urbanización, la estacionalidad y la “relación especies-área-energía” en la comunidad de aves en siete áreas verdes de Mérida, Yucatán. Para alcanzar dicho objetivo se establecieron las siguientes hipótesis: 1) la riqueza de aves disminuye con la urbanización; 2) la estacionalidad provoca que la riqueza de aves residentes y migratorias cambien en las áreas verdes y se comporten de manera diferente, y; 3) la riqueza de aves se incrementa en sitios más grandes y más energéticos. Durante dos años se monitoreó la riqueza de aves en las áreas de estudio y se determinó con diferentes modelos los factores estudiados. La urbanización se analizó con una regresión lineal múltiple, para la estacionalidad se utilizó un modelo aditivo generalizado (GAM), mientras que la “relación especies-área-energía” se analizó con una regresión logarítmica. Se encontró que la riqueza de aves se redujo conforme la urbanización aumenta, aunque esto sólo fue significativo para las aves residentes. La estacionalidad provocó cambios en la riqueza de especies entre aves y sitios. Finalmente, la “relación especies-área-energía” no fue evidente a la escala evaluada, no obstante, se encontró que la riqueza de aves residentes está relacionada con el área mientras que las aves migratorias responden a la energía.

ABSTRACT

Urbanization is one of the most influential factors in the loss of bird diversity, reducing species richness due to land-use change and fragmentation of natural habitat, generating an urban matrix with remnants of vegetation called green areas. Green areas have the potential to counteract the effects of urbanization such as predation or limitation of food, In addition to facilitating the journey of birds, allowing to increase the richness of species in these sites compared to other covered areas of the city. The richness of birds in green areas can vary throughout the year as a result of seasonality, observed in environmental changes, food availability or in processes such as migration. However, there are other factors that determine the richness of a site, such as the size and energy available on the site, which can be measured through plant productivity. The relationship between species richness with size and energy is called “species-area-energy relationships” and has been useful in explaining bird richness at macro-ecological scales. This relationship together with urbanization and seasonality have been little studied in Neotropical cities like Merida, whose growth has accelerated in recent decades. The objective of the work was to evaluate the effect of urbanization, seasonality, and the “species-area-energy relationships” in the bird community in seven green areas of Merida, Yucatan. To achieve this objective, the following hypotheses were established. 1) Bird richness decreases with urbanization. 2) Seasonality causes resident and migratory bird richness to change in green areas and behave differently and 3) the richness of birds increases in larger and more energetic sites. For two years, the richness of birds in the study areas was monitored and the factors studied were determined with different models. The urbanization was analyzed with a multiple linear regression, for the seasonality a generalized additive model (GAM) was used, while the species-area-energy ratio was analyzed with a logarithmic regression. It was found that bird richness was reduced as urbanization increased, although this was significant only for resident birds. Seasonality caused changes in species richness among birds and sites. Finally, the “species-area-energy relationships” was not evident as at macro-ecological scales, however, it was found that resident bird richness is related to the area while migratory birds respond to energy.

INTRODUCCIÓN

Los problemas ambientales son una amenaza cada vez mayor para la biodiversidad en el mundo. Aquellos problemas relacionados con el desarrollo urbano, como la contaminación ambiental, la destrucción del hábitat y la transformación de la vegetación original ocasionan modificaciones en el paisaje y una fragmentación del hábitat natural (MacGregor y Ortega, 2013; Angel *et al.*, 2012; Badii y Landeros, 2007). La fragmentación puede definirse como una interrupción en la continuidad del hábitat nativo de un sitio, ocasionando la división del mismo en unidades más pequeñas y aisladas (Mullu, 2016; Lord y Norton, 1990). Ante el aumento de la fragmentación del hábitat debido al crecimiento de las ciudades ha surgido la necesidad de investigar como los procesos ecológicos se ven impactados en entornos urbanizados (MacGregor y Ortega, 2013). La urbanización ocurre cuando hay crecimiento en el área urbana y en el número de personas que habitan una ciudad. (Bradley y Altizer, 2006). Otros efectos provocados por la urbanización son la contaminación lumínica, auditiva y ambiental (Seress y Liker, 2015) y la pérdida de especies nativas (Bojorges, 2009).

Los ecosistemas urbanos son reconocidos como sitios donde muchos organismos presentan cambios en varios de sus aspectos biológicos (Savard *et al.*, 2000). Algunos aspectos que pueden presentar cambios incluyen la selección de recursos alimenticios (Morey *et al.*, 2007), interacciones entre especies (Shapiro, 2002), la selección de hábitat (Germaine y Wakeling, 2001), la polinización (McIntyre y Hostetler, 2001) y cambios en procesos como la descomposición (Carreiro *et al.*, 1999), sólo por mencionar algunos. Las aves constituyen uno de los organismos más estudiados en entornos urbanos presentándose un incremento en los últimos años en dichos estudios (Bosse *et al.*, 2017; Seress y Liker, 2015). Esto tal vez es debido a que las aves son sensibles a los cambios en el hábitat producto de la urbanización, por lo que pueden ser indicadores de la calidad ambiental de los entornos urbanizados (Chávez, 2014; Faggi y Perepelizin, 2006). Desafortunadamente, el conocimiento sobre los efectos de la urbanización en las comunidades de aves en la región Neotropical es escaso (Caula, *et al.*, 2008), lo que es preocupante si consideramos que se prevé que el crecimiento de las ciudades en el Neotrópico se triplique en comparación con países de mayor desarrollo (Marzluff *et al.*, 2001).

La riqueza de aves puede variar a lo largo del año producto de la estacionalidad; por ejemplo, en las áreas verdes pueden observarse cambios en el número de especies durante algunas temporadas (Aouissi *et al.*, 2017; Leveau y Leveau, 2016). Las aves poseen ciclos anuales que integran los procesos estacionales y ambientales como factores que limitan sus poblaciones (Hostetler *et al.*, 2015); además, tienen necesidades críticas de hábitat durante varias etapas como la reproducción (Marzluff *et al.*, 2016) o el invierno (Rappole *et al.*, 2003). En el caso de las aves migratorias, algunas especies pasan su migración en paisajes urbanos o utilizan esos sitios como lugares de descanso para continuar su viaje (Partridge y Clark, 2018); así, las aves migratorias se ven orilladas a utilizar las áreas verdes remanentes de las ciudades (Ardila y Cruz, 2014; Osorio, 2012), debido a los cambios de la vegetación en las ciudades (Gómez *et al.*, 2010). La mayoría de los estudios llevados a cabo en ciudades Neotropicales no toma en cuenta estos cambios estacionales (Almazán y Hinterholzer, 2010), esto ha generado la existencia de vacíos de información referente a la abundancia, distribución invernal, ubicación de sitios de parada, estrategias y rutas migratorias fuera de Norte América y en los ambientes urbanizados del Neotrópico.

Además de la urbanización y la estacionalidad, existen otros factores que determinan el potencial de las áreas verdes para albergar una alta riqueza de especies. Uno de estos factores es el tamaño de las áreas verdes (Carbó y Zuria, 2011, Chamberlain *et al.*, 2007). La relación entre la riqueza de especies y el área se conoce como “relación especies-área” y explica de manera general que la riqueza de especies en un sitio aumenta conforme se incrementa el área del mismo, algo sustentado por la teoría de la biogeografía de islas (MacArthur y Wilson, 1967). El otro factor relacionado con la riqueza de especies es la energía, la relación denominada como “relación especies-energía” (Wright, 1983) es similar a la “relación especies-área” y determina que la riqueza de especies se incrementa conforme la energía de un sitio aumenta. La energía se puede medir como la productividad primaria neta o con medidas relacionadas como el índice de vegetación diferencial normalizado (NDVI) (Evans, 2005). El efecto del área y la energía se analizaba considerando que la energía del sitio era constante y que lo que más influía era el tamaño de los sitios. Estudios posteriores (Hurlbert y Jetz, 2010) analizaron la relación entre la riqueza de especies, la energía y el área de manera conjunta, denominándolo como “relación especies-área-energía” encontrando que la riqueza de especies no se escala de la misma manera con el área y la energía y que la riqueza incrementa a una mayor tasa

con la energía en comparación del área. La “relación especies-área-energía” sólo se ha aplicado a escalas macroecológicas (Hurlbert y Jetz, 2010), por lo que se desconoce si esto se mantiene a una escala menor o en un ambiente más perturbado como lo son las ciudades.

El objetivo del trabajo es analizar y poner a prueba los factores que determinan la riqueza de la avifauna urbana, es decir, la urbanización, la estacionalidad y la “relación especies-área-energía” en la ciudad de Mérida, Yucatán. En esta ciudad la urbanización se ha incrementado de manera exponencial desde la década de 1970 (García, 2000) lo cual ha contribuido con la reducción de la vegetación nativa de la región (López y Ramírez, 2014). Yucatán es una zona Neotropical importante para las aves migratorias (Cortés *et al.*, 2012), debido a que es un área importante de invernada y un corredor migratorio para muchas especies de aves Neárticas (Islebe *et al.*, 2015).

CAPÍTULO I

ANTECEDENTES

1.1 ECOLOGÍA URBANA EN EL ESTUDIO DE LA AVIFAUNA

La ecología urbana surge a finales del siglo XX como una subdisciplina de la ecología tradicional (Zuria *et al*; 2012). Esta subdisciplina integra la teoría y los métodos de las ciencias naturales para estudiar los patrones y procesos de los ecosistemas urbanos (Grimm *et al*; 2008). Los ecosistemas urbanos son un complejo mosaico de climas, usos de la tierra y variables biofísicas y socioeconómicas (Panagopoulos *et al.*, 2016). Las investigaciones dentro de la ecología urbana se han enfocado en aspectos como la biodiversidad, la sucesión dentro de las comunidades de especies, la propagación de especies exóticas, el estrés urbano y la estructura de cuerpos de agua dentro de las ciudades (Pickett *et al*; 2016). Las adaptaciones de la fauna urbana a estos sitios ha sido una pregunta muy importante y en la actualidad es una frontera de investigación en expansión (McDonnell y Hahs, 2015).

Dentro de los estudios sobre las adaptaciones de los animales a sitios urbanos, las aves han sido uno de los organismos más estudiados debido a que forman sus comunidades a lo largo de las zonas urbanas y son sensibles a cambios en la estructura y composición de sus hábitats (Zuria *et al*; 2012). La ecología urbana de las aves ha pasado de ser un tema bastante difuso desde el punto de la ecología tradicional, llevada a cabo en hábitats “naturales”, a un campo de investigación por derecho propio (Murgui y Hedblom, 2017). La mayoría de los estudios referentes a las aves en ambientes urbanos está dominada por investigaciones en América del Norte y Europa, a pesar de que los procesos de urbanización más amplios ocurren en el suroeste de Asia, África, Centro y Sudamérica (Murgui y Hedblom, 2017), lo que ocasiona una discrepancia entre la literatura referente a las aves urbanas y el crecimiento urbano a futuro (Ortega y MacGregor, 2011). En el caso de México, fue hasta finales de la década de los ochenta cuando los ecólogos mexicanos comenzaron a preocuparse por los procesos ecológicos que sucedían en sus zonas urbanas y comenzaron a estudiarlos sistemáticamente (MacGregor y Ortega, 2013). Para el caso específico del estudio de la avifauna urbana en México sólo existen algunos trabajos publicados para ciudades del centro del país como la Ciudad de México, Guadalajara,

Morelia, Pachuca, Puebla y Querétaro (Zuria *et al.*; 2012). La información sobre la avifauna urbana del norte y sureste del país es escasa, lo que es un problema si consideramos que México ocupa el onceavo lugar en riqueza de aves a nivel mundial, y que la mayoría de las especies se concentra en la vertiente del golfo de México y la Península de Yucatán (Navarro *et al.*, 2013).

Se prevé que las áreas urbanas a nivel mundial se tripliquen para el año 2050, y la población humana que habita las ciudades pasará de 3.5 billones a 6.2 para ese mismo año (Angel *et al.* 2012), por lo que la urbanización podría ser una de las mayores amenazas de origen humano para la biodiversidad (Angeletto *et al.*, 2015) en especial en zonas con alta diversidad biológica como en el Neotrópico (Enríquez, 2015). Estos factores remarcan la necesidad cada vez más urgente, de determinar cómo estos conglomerados urbanos, que cubren grandes áreas de un paisaje, puedan servir también para promover estrategias de conservación para las especies de aves (Murgui y Hedblom, 2017).

1.2 URBANIZACIÓN Y SUS EFECTOS SOBRE LA COMUNIDAD DE AVES

Muchas actividades de origen humano, como la explotación de recursos, la deforestación y el cambio en el uso del suelo son una amenaza para muchas especies ya que ocasionan fragmentaciones que dividen el paisaje en varios fragmentos o islas ocasionando alteraciones y pérdida de biodiversidad (Rodríguez *et al.*, 2016). Existen diferentes métricas que miden el grado de fragmentación del paisaje, como el número de fragmentos, la densidad de los mismos y la distancia entre ellos (Badii y Landeros, 2007).

Actualmente, la urbanización es reconocida como una de las mayores amenazas para las aves, debido a que limita sus recursos y crea comunidades más homogéneas con pocas especies (Ortega y MacGregor, 2008). La urbanización puede ser medida de diferentes maneras o a través de diferentes variables, ya sea evaluando factores a nivel paisaje, basados en interacciones biológicas o asociadas a indicadores de población humana (Moll *et al.*, 2019). Sin embargo, se ha reconocido que las aves son un grupo taxonómico ideal para comprender los efectos de la urbanización sobre sus especies, ya que más de 2,000 especies se encuentran en áreas urbanas a nivel mundial (Aronson *et al.*, 2014). Las áreas urbanas en general se caracterizan por convertirse en ecosistemas simplificados con una menor diversidad de aves, una mayor proporción de especies no nativas y una mayoría de

especies oportunistas. Las especies oportunistas poseen la capacidad de adaptarse y habitar en ecosistemas urbanos, adaptándose a las nuevas condiciones ambientales.

La urbanización afecta las comunidades de aves de diversas maneras, por ejemplo, la dinámica de las comunidades de aves está vinculada estrechamente con la estructura de la vegetación (Bojorges, 2009). La estructura de la vegetación se asocia a recursos críticos para las aves como lo son los sitios de anidación, los sitios de descanso y el alimento, la urbanización puede ocasionar alteraciones en esos recursos, por ejemplo, al eliminar zonas de vegetación nativa que se reemplazan por una nueva comunidad, mezcla de plantas autóctonas, y ornamentales. Esto conlleva a alteraciones funcionales y estructurales de la vegetación (Oltra *et al.*, 2010).

Se ha encontrado que la riqueza de aves urbanas se ve influenciada por la riqueza de plantas, la estructura vegetal y por el grado de fragmentación de la vegetación. Esta fragmentación ocurre en las diferentes áreas verdes y parches de la ciudad (como parques y plazas) que están rodeadas por la matriz urbana (Chávez, 2014). Se ha documentado que la fragmentación ocasiona alteraciones en los sistemas de comunicación de las aves (el canto) como respuesta a las nuevas condiciones impuestas en el entorno urbano (Laiolo y Arroyo, 2011). Sin embargo, el mayor impacto de la fragmentación sobre las aves se da en la pérdida de recursos básicos como la disponibilidad de sitios de anidación y alimentación, cambios en las condiciones microclimáticas e interacciones, como la depredación y el parasitismo en nidos, así como la pérdida de hábitat (Santiago y Delgado, 2017; Sisk y Battin, 2002; Santos y Tellería, 1997). La pérdida de hábitat natural, producto de la urbanización incrementa la vulnerabilidad para muchas especies (Bojorges, 2009), aumenta la competencia entre especies nativas y hace a las aves más susceptibles a ser depredadas (Crooks *et al.*, 2003). El establecimiento de infraestructuras como los edificios dentro de las zonas urbanas es otro factor asociado con los descensos en las poblaciones de algunas especies de aves terrestres (Dowd, 1992). La colisión de las aves con las ventanas de los edificios es considerada como la segunda causa de mortalidad, sólo por debajo de la pérdida de hábitat (Hager *et al.*, 2008).

Todos estos efectos adversos que los procesos de la urbanización tienen sobre las comunidades y especies de aves pueden ser más notorios en el Neótrópico, debido a que presentan una mayor diversidad de aves (Bojorges, 2009) y representan zonas de paso en

la migración de las aves Neárticas (Ocampo, 2010). Sin embargo, también debemos considerar que si las especies son capaces de satisfacer sus necesidades alimentarias o de hábitat dentro de los entornos urbanos pueden exhibir respuestas positivas en sus poblaciones (Chace y Walsh 2006), por ejemplo, los comederos para pájaros se han relacionado con el aumento de la diversidad de aves locales, especialmente en invierno (Savard *et al.*, 2000).

La mayoría de los estudios sobre comunidades de aves a lo largo de gradientes urbanizados han reportado que la riqueza de especies generalmente decrece con la urbanización (Chace y Walsh 2006). Los efectos de la urbanización sirven como “filtros ambientales” sobre la estructura y composición de las comunidades de aves (Evans, 2015), ya que favorecen sólo a algunas especies, y afectan negativamente a la mayoría de las especies en la comunidad, por lo que la composición de la comunidad de aves en entornos urbanos tiende a diferir en su mayoría con la de los entornos naturales locales. Las aves se distribuyen de manera diferente según el nivel de urbanización de un área (Leveau y Leveau, 2004). En las áreas suburbanas se ha reportado que la comunidad de aves es una mezcla de especies de ambientes urbanos y algunas que toleran una baja perturbación (Rivera, 2006). Las respuestas de las especies de aves a estos aspectos de la urbanización y, por lo tanto, su capacidad para dispersar o explotar la matriz urbana, también dependen de su ecología y su historia de vida (Davis *et al.*, 2013). La composición de las aves en zonas urbanas debe ser entendida como una comunidad con dos grupos distintos: las especies centrales (las cuales persisten en un sitio a través del tiempo) y las especies transitorias (Coyle *et al.* 2013) como las aves migratorias. Las aves migratorias se desplazan del Norte y del Sur del Continente Americano a finales de septiembre buscando la franja tropical (Ocampo, 2010). Algunos estudios sugieren que las aves migratorias pueden ser excluidas de las áreas urbanas debido a la falta de cobertura de los árboles, la falta de vegetación herbácea o cuando existe poca cantidad de alimento (Bellocq *et al.*, 2017). Sin embargo, las especies de plantas exóticas de los parques urbanos pueden servir como fuente de alimento para las aves migratorias en temporadas de baja producción de alimento (Berget, 2006).

1.3 ÁREAS VERDES URBANAS COMO SITIOS PARA LA CONSERVACIÓN DE AVES

En las ciudades, la vegetación nativa a menudo se reduce a pequeños parches aislados y puede sufrir los impactos de las actividades humanas (Davis *et al.*, 2013). En estos pequeños parches o relictos de áreas verdes urbanas pueden ser observados diversos integrantes de la comunidad de aves original (Almazán y Hinterholzer, 2010). Los remanentes de vegetación nativa actúan como refugios vitales de la fauna autóctona del paisaje urbano (White *et al.*, 2005) y la calidad ambiental de una ciudad está relacionada con la estructura del paisaje la cual está conformada por una matriz, corredores, el número y tamaño de sus parches vegetales, así como la similaridad y conectividad de los mismos (Velásquez, 2017; Romero *et al.*, 2001). Las áreas verdes urbanas brindan oportunidades para que los ciudadanos se conecten con la naturaleza, sean testigos de procesos ecológicos en acción y potencialmente se conviertan en personas con conocimientos científicos que tomen decisiones informadas sobre las iniciativas y políticas de conservación (Lepczyk *et al.*, 2017).

Las áreas verdes más comunes dentro de la ciudad son los parques urbanos, estos sitios pueden albergar una gran cantidad de especies de aves en comparación de otras zonas de la ciudad más urbanizadas (Aouissi *et al.*, 2017). Los parques pueden ofrecer recursos para las aves como alimento o refugio, aunque estos están en función del tamaño de parque y del paisaje que le rodea (Chamberlain *et al.*, 2007), por lo que la presencia y abundancia de las aves también está influenciada por las características del hábitat (Carigan y Villard, 2002). A medida que las ciudades se expanden, los encargados de los parques urbanos y los ecólogos de la conservación están invirtiendo muchos esfuerzos para aumentar las áreas verdes urbanas como una forma de preservación y restauración de hábitats remanentes (Lepczyk *et al.*, 2017). Algunos estudios sugieren que un factor importante para dar estructura al paisaje en las ciudades lo constituye el tamaño de las áreas verdes. Áreas más grandes contienen mayor cantidad de comida para las aves, además de reducir perturbaciones como presencia humana, ruido y servir de refugio contra depredadores (Leveau y Leveau, 2016), por lo que, la diversidad y riqueza de aves aumenta si los parques incrementan de tamaño, conectividad y cercanía entre ellos (Chávez, 2014; Chamberlain *et al.*, 2007).

1.4 EFECTO DE LA ESTACIONALIDAD SOBRE LA RIQUEZA DE AVES EN ENTORNOS URBANOS

La riqueza de aves varía a lo largo del año producto de la estacionalidad lo que determina como se distribuyen las aves a través de gradientes latitudinales (Shiu y Lee, 2003), entre temporadas como el invierno, la época de reproducción y la migración (Deppe y Rotenberry, 2005). También se ha encontrado que la riqueza de aves entre las diferentes estaciones puede ser diferenciable entre sí (Lee y Kang, 2019). La estacionalidad ocasiona cambios en la riqueza de especies residentes y migratorias. Las especies residentes varían en función de la cantidad de alimento disponible en las diferentes temporadas (Loiselle, 1998) además de tener movimientos de dispersión de individuos juveniles durante la época reproductiva (Weston *et al.*, 2013). Los patrones estacionales de las aves migratorias pueden estar condicionados por los cambios en variables ambientales como la precipitación y temperatura (La Sorte *et al.*, 2014). En entornos urbanos, también se ha encontrado que la riqueza de especies está relacionada con la estacionalidad, las aves residentes aumentan los movimientos locales durante la reproducción (Aouissi *et al.*, 2017) y los individuos juveniles se dispersan a otras áreas dentro de la ciudad buscando otros territorios (Marzluff *et al.*, 2016). Durante el invierno las aves pueden estar condicionadas por su especialización y la disponibilidad de alimento en las zonas urbanas (Jokimäki y Suhonen, 1997). La cantidad de personas en las áreas urbanas también influye en la riqueza de aves durante el invierno ya que puede estar relacionada con la adición de recursos alimenticios como los comederos artificiales (Tryjanowski *et al.*, 2015), estos recursos alimenticios igual pueden ser utilizados por las aves migratorias ya que ellas usan las áreas urbanas como sitios para descansar y alimentarse durante su viaje migratorio (Bricklin *et al.*, 2016). Se debe tomar consideración que los cambios en la riqueza de aves pueden verse afectados por la urbanización (Leveau y Leveau, 2016) por ejemplo, la riqueza y composición de aves de un sitio urbano varía menos mientras más cerca se encuentre del centro de la ciudad (Caula *et al.*, 2008) por lo que es necesario realizar más estudios que consideren la variación estacional dentro de sitios urbanizados, sobre todo en zonas Neotropicales donde el tema ha sido poco explorado.

1.5 COMUNIDAD DE AVES DE YUCATÁN Y LA URBANIZACIÓN EN MÉRIDA

La comprensión de la ecología de las especies de aves es particularmente relevante en la Península de Yucatán, debido a que es un área importante de invernada además de un

corredor migratorio para muchas especies de aves Neotrópicas y Neárticas (Islebe *et al.*, 2015). Para el estado de Yucatán se tienen registradas alrededor de 444 especies, de las cuales cerca de 200 especies son migratorias (MacKinnon, 2013). Las familias mejor representadas son la Tyrannidae y Parulidae (Chablé y Pasos, 2010) con 42 y 40 especies respectivamente. Sin embargo, el estatus de Yucatán como hábitat para las aves ha cambiado drásticamente en los últimos años. El crecimiento demográfico junto con la urbanización ha aumentado la presión sobre la tierra, lo que ha promovido el cambio en el uso del suelo (Islebe *et al.*, 2015). Las aves de Yucatán enfrentan además de otras actividades de origen humano que merman sus poblaciones, como la caza y la captura de individuos para su comercialización.

En Mérida, la ciudad principal del estado de Yucatán, la urbanización se ha incrementado de manera exponencial desde la década de 1970 (García, 2000) (Fig. 1), lo cual ha contribuido a la reducción de la vegetación nativa de la región (López y Ramírez, 2014); del 2000 al 2009 la pérdida de la vegetación nativa ha sido de 37,545 ha, mientras que la zona urbana gana más de 10,856 ha (Iracheta y Bolio, 2012) (Fig. 2).

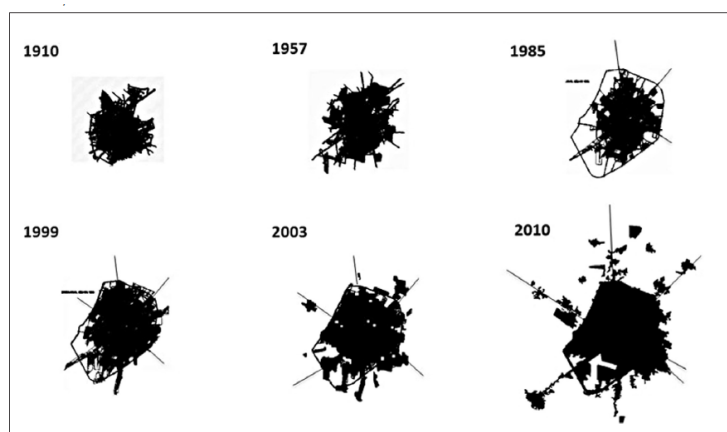


Figura 1 Proceso histórico de la urbanización en Mérida de 1910 - 2010. Fuente: Iracheta y Bolio, 2012.

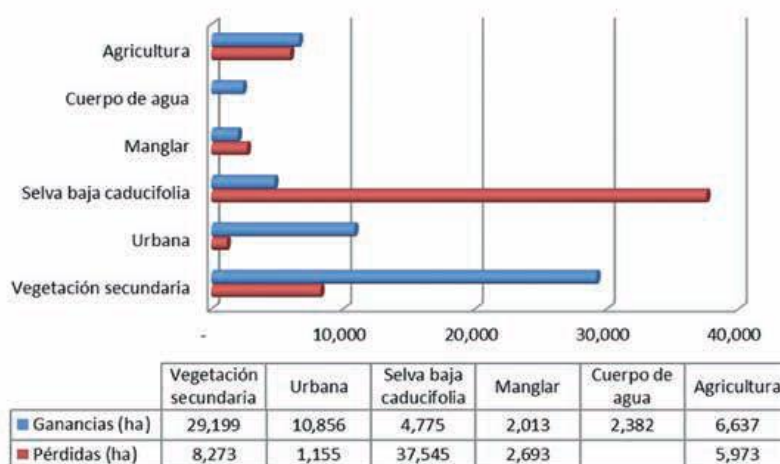


Figura 2 Cambios en el uso del suelo (ha) del 2000 a 2009. Fuente: Iracheta y Bolio, 2012.

Uno de los principales factores que contribuyen a la pérdida de cobertura vegetal, principalmente la arbórea, al interior de la ciudad, es la tala de árboles para la construcción de viviendas y otras edificaciones, así como la realizada para proteger la red de electrificación (López, 2008). La vegetación urbana de Mérida se ve compuesta por especies nativas, y por especies introducidas, por ejemplo, plantas ornamentales, árboles frutales además de vegetación secundaria espontánea. Esta comunidad es la que conforma en su mayoría la estructura de vegetación de los parques urbanos (Iracheta y Bolio, 2012).

Los estudios de aves se han enfocado a la avifauna de la península de Yucatán (Cortés *et al.*, 2012), sin tomar en cuenta la zona urbana. En los parques de la ciudad se pueden observar diferentes especies de aves, algunas generalistas como *Icterus auratus*, *Melanerpes aurifrons*, *Columbina talpacoti*, *Zenaida asiática*, *Turdus grayi* y *Quiscalus Mexicanus*. Pero además podemos encontrar especies propias de áreas más conservadas como *Amazona albrifrons*, *Amazona xantholora* y *Melanerpes pygmaeus* (López, 2008). Este ensamblaje de especies generalistas y de hábitats conservados, puede deberse a que los parques urbanos son las áreas verdes con mayor diversidad y producción de la vegetación en la ciudad (Shwartz *et al.*, 2007).

1.6 USO DE PERCEPCIÓN REMOTA PARA EL ESTUDIO DE LA VEGETACIÓN

La percepción remota puede definirse como una ciencia de observación a distancia, ya que se basa en adquirir información descriptiva de fenómenos y objetos presentes en la tierra sin tener un contacto con ellos (Hernández, 2011). La percepción remota o teledetección, mide la cantidad de energía emitida o reflejada por los objetos dentro del espectro electromagnético que es captada por los sensores remotos (Angueira, 2000). A lo largo de los años, el uso de información proveniente de sensores remotos ha progresado, facilitando la obtención de imágenes, con una resolución espacial alta que nos permite distinguir los objetos presentes en un sitio además de que estas técnicas son relativamente baratas (Mutanga *et al.*, 2016). La teledetección se usa para complementar estudios relacionados a las características de la vegetación, como su biomasa, su fenología, su productividad y disponibilidad de energía (Nieto *et al.*, 2015) que puede ser medida utilizando índices de vegetación (Mróz y Sobieraj, 2004).

1.7 ÍNDICES DE VEGETACIÓN PARA EL CÁLCULO DE LA PRODUCTIVIDAD VEGETAL

Los índices de vegetación se definen como la combinación aritmética de diferentes bandas relacionadas con las características espectrales de la vegetación (Matsushita *et al.*, 2007) en específico al contraste que se da entre las bandas roja e infrarroja, producto de los cambios en la absorción y reflectancia de los pigmentos de las hojas en esas bandas (Soria y Granados, 2005), lo que nos permite identificar y separar la vegetación de otros objetos. Estos índices son de gran interés ya que nos permiten interpretar imágenes satelitales e información obtenida por teledetección para determinar cambios en la cobertura y productividad vegetal (Bannari *et al.*, 1995). Entre las ventajas que tienen el uso de índices de vegetación derivados de sensores remotos están el que responden más rápido a perturbaciones y permiten monitorear grandes áreas de manera económica y simultánea (Gaitán *et al.*, 2015). Los índices de vegetación se han utilizado para monitorear las fluctuaciones de la productividad vegetal potencial, que es un indicativo de la cantidad de energía absorbida y emitida por las plantas durante un período determinado y están relacionados de manera directa con la producción fotosintética primaria de la vegetación (Gerstmann, 2010). Los cambios en la productividad primaria representan una manera eficaz para describir los cambios en un ecosistema o paisaje (Reyes *et al.*, 2015).

Los índices de vegetación más usados son el Índice de Vegetación Diferencial Normalizado (NDVI) y el Índice de Vegetación Mejorado (EVI) (Gaitán *et al.*, 2015; McFarland y Van Riper, 2013; Soria y Granados, 2005). EL NDVI se relaciona directamente con la producción primaria de la vegetación y con la fracción de radiación fotosintéticamente activa que es interceptada por la vegetación (Reyes *et al.*, 2015; Huete *et al.*, 2002). A pesar de su utilidad, estos índices están sujetos a algunas limitaciones. Por ejemplo, el NDVI puede ser susceptible a errores producto de la condición atmosférica, la nubosidad y la saturación de los píxeles. La saturación ocurre cuando los valores de número digitales (DN) relacionados al número de valores de brillo sobrepasa la capacidad de detección del sensor (Wang *et al.*, 2017). La saturación de píxeles en el NDVI se da a altos niveles de valores de biomasa ($> 100 \text{ g/m}^2$) que pueden ocasionar errores de interpretación del NDVI ya que no permitiría medir toda la productividad (Goswami *et al.*, 2015; Santin *et al.*, 2009).

1.8 ÍNDICE DE VEGETACIÓN DIFERENCIAL NORMALIZADO (NDVI)

EL NDVI se basa en el comportamiento radiométrico de la vegetación, relacionado con la actividad fotosintética y la estructura foliar de las plantas, lo que permite determinar la “vigorosidad” de la planta. Los valores del NDVI están en función de la energía absorbida o reflejada por las plantas en diversas partes del espectro electromagnético. La respuesta espectral que tiene la vegetación sana, muestra un claro contraste entre el espectro del visible, especialmente la banda roja, y el infrarrojo cercano (NIR) (Díaz, 2015).

El cálculo del NDVI (Fig. 3) implica el uso de una simple fórmula con dos bandas, el infrarrojo cercano (NIR) y el rojo (RED).

$$\text{NDVI} = \frac{\rho_{\text{nir}} - \rho_{\text{red}}}{\rho_{\text{nir}} + \rho_{\text{red}}}$$

Figura 3. Ecuación del NDVI (Díaz, 2015)

Donde *nir* es la reflectancia espectral de la banda infrarroja cercana y *red* es la reflectancia de la banda roja del espectro visible. El NDVI es un índice no dimensional, y por lo tanto sus valores van de -1 a $+1$. Los valores negativos, hasta -1 , corresponden a los cuerpos de agua y a la tierra sin vegetación, mientras que los valores más altos,

cercanos a 1, son indicadores de la actividad fotosintética (Meneses, 2011). Puede establecerse como umbral crítico para coberturas vegetales un valor de NDVI de 0.1, y para la vegetación densa de 0.5 (Soria y Granados, 2005). El NDVI puede medir la actividad fotosintética de la vegetación a través de las temporadas y en diferentes tipos de suelos (Santos *et al.*, 2017). El NDVI se considera como una buena medida de la actividad fotosintética a nivel del paisaje y es utilizada para estimar la productividad (Wang, 2004). La relación entre el NDVI como una medida de productividad vegetal ha sido bien establecida, ya que el NDVI se relaciona con cambios fenológicos y ambientales de la vegetación, y la fracción de radiación fotosintética activa absorbida (Pettorelli *et al.*, 2005; Bradley *et al.*, 1994).

El NDVI se ha aplicado con éxito a la investigación sobre los cambios temporales y espaciales de la vegetación, la variación en la distribución de la vegetación, la productividad y la dinámica de ésta a lo largo del tiempo, además de ser útil para monitorear la degradación y la fragmentación del hábitat (Pettorelli *et al.*, 2005). Debido a que el NDVI es una medida espectral de la fotosíntesis que se produce en un área espacial definida, el valor generalmente aumenta a lo largo de la temporada de crecimiento, y luego disminuye durante el período senescente de las plantas (McFarland y Van Riper, 2013). Al ser una medida de la productividad primaria de un área y la cantidad de biomasa de un sitio, el NDVI se relaciona con la abundancia y riqueza de especies de un área, ya que sitios con mucha productividad, tienen gran cantidad de recursos alimenticios lo que incrementa el número de individuos y conlleva a un mayor número de especies (Hurlbert, 2004). EL NDVI se ha utilizado para predecir la riqueza y abundancia de las aves en relación con la productividad de la vegetación, encontrando una relación entre el aumento de la productividad y el incremento en la diversidad de especies (McFarland y Van Riper, 2013; Sun *et al.*, 2011). Adicionalmente, la heterogeneidad de energía y hábitat disponible estimada por el NDVI se ha mostrado como un buen predictor de la riqueza de especies de aves para un conjunto diverso de biomas (Nieto *et al.*, 2015).

A pesar que el NDVI es uno de los índices más utilizados, se sabe que existe un efecto en sus valores producto de la sensibilidad del índice a las diferentes proporciones de vegetación y suelo que se encuentran en un pixel (Carvacho y Sánchez, 2010) y por lo tanto es propenso a errores. El NDVI tiene incertidumbre sobre las condiciones de las variables

atmosféricas como los aerosoles, vapor de agua y nubes (Reyes *et al.*, 2015; Matsushita, *et al.*, 2007). En áreas donde la productividad primaria y la biomasa de la vegetación es alta provoca la saturación de la banda roja (Odi *et al.*, 2010) lo que conlleva a no medir bien los valores de NDVI de los píxeles y propicia problemas de interpretación con los valores del NDVI. Estas complicaciones son un factor importante que debemos considerar cuando queremos calcular la productividad de un sitio, en especial si se realizan estudios multitemporales ya los valores de NDVI cambian a lo largo de las estaciones del año producto de la fenología de la vegetación (Wang *et al.*, 2016). El NDVI ha sido utilizado con éxito para evaluar el efecto de la vegetación en los patrones de la riqueza de aves de Norte América encontrando una relación positiva entre la riqueza de aves con la productividad, en conjunto con otras variables como la cobertura del dosel (Goetz *et al.*, 2014) y en la ecología urbana se ha evaluado el efecto de la vegetación sobre la temperatura en ciudades (Khandelwal y Goyal, 2010). La desviación estándar de los valores del NDVI sirven como una medida de heterogeneidad de un sitio y con esto predecir la riqueza de especies (Parviainen *et al.*, 2010) aunque sólo como una medida indirecta ya que existen otras formas de determinar esta heterogeneidad de forma más eficaz como la caracterización de la composición florística y el uso de imágenes satelitales (Lorenzón, 2016; McMahon *et al.*, 2008).

1.9 “RELACIÓN ESPECIES-ÁREA-ENERGÍA” Y LA RIQUEZA DE AVES

La “relación-especies-área-energía” es una teoría cada vez más estudiada que predice una relación entre la riqueza de especies con la energía y el área de un sitio (Hurlbert y Jetz, 2010). Esta teoría se basa en el concepto de la biogeografía de islas (MacArthur y Wilson, 1967) que ha sido uno de los modelos ecológicos más utilizados para estudiar los patrones de la riqueza de especies en un sitio. El concepto de MacArthur y Wilson también es conocido como “relación especies-área” (Tessel *et al.*, 2016) y determina que la riqueza de especies incrementa conforme el área de un sitio aumenta y es representado de la siguiente manera:

$$S \sim A^z$$

Donde S es la riqueza de especies, A es el área del sitio y z es valor de la pendiente del área. La “relación-especies-área-energía” une este concepto con otro que también ha sido

ampliamente estudiado denominado “relación especies-energía” (Wright, 1983) la cual predice una relación positiva entre la riqueza de especies y la energía disponible en un área. La energía disponible se define como la cantidad total de recursos disponibles producidos en un sitio expresándose de la siguiente manera:

$$S \sim E^z$$

donde S es la riqueza, E es la energía total del sitio y z es el valor de la pendiente de energía. Se ha propuesto que un aumento en la energía (E) es equivalente en su efecto en la riqueza a un aumento del área (A) además de que estos incrementos en la riqueza se dan de manera exponencial (Carrara y Vázquez, 2010; Hurlbert, 2004). Esto puede definirse de la siguiente manera:

$$\log S = z \log A + z \log E$$

Donde log S es el logaritmo de la riqueza, log A el logaritmo del área, log E el logaritmo de la energía y z es el valor de la pendiente para el área y la energía que en este caso son iguales. Sin embargo, se ha encontrado que la relación de la ganancia de especies por efecto del área es diferente a la ganancia por efecto de la energía y los valores de las pendientes de ambos factores difieren entre sí (Hurlbert y Jetz, 2010) representándolo de la siguiente manera:

$$\log S = z \log A + w \log E$$

Donde log S es la riqueza, z es el valor de la pendiente del área, log A es el área, w es el valor de la pendiente de energía y log E es la energía del sitio, esta es la fórmula general de la “relación especies-área-energía”. La “relación especies-área-energía” se ha estudiado en su mayoría a niveles de escala espacial grandes, generalmente a través de continentes (La Sorte *et al.*, 2014; Hurlbert y Jetz, 2010), tal vez debido a que, a escalas más locales, la obtención de una medida de energía precisa se complica y es necesario el uso de imágenes con una resolución más alta (Nichol y Lee, 2005) y que puede acarrear un incremento en los costos de los estudios. Además, a niveles de espaciales locales, se pueden presentarse relaciones unimodales entre la energía y las especies (Evans, 2005) aunque este tema no ha sido del todo estudiado.

JUSTIFICACIÓN

Los paisajes urbanos se están expandiendo de manera acelerada lo que conlleva a una transformación de la distribución de muchas especies (Bino *et al.*, 2008). La mayoría de los estudios relacionados con las aves en entornos urbanos se han realizado en Sudamérica (Leveau y Leveau, 2016), mientras que en México son pocos los trabajos relacionados a este tema (Ortega y MacGregor, 2011). Los trabajos que existen se han enfocado en su mayoría a determinar la diversidad y composición de la comunidad de aves en parques urbanos (González *et al.*, 2007) o a la detección de especies exóticas (Pineda *et al.*, 2013). El efecto de la urbanización en las áreas verdes puede ser medido a través de diferentes componentes (como cobertura de la vegetación, de concreto o la cantidad de personas que utilizan las áreas) y con diferentes métodos de medición, que van desde considerar a las áreas verdes como una unidad local como parte de un sistema hasta su estudio en un momento específico o a través del tiempo (Moll *et al.*, 2019). Estos componentes y métodos de medición pueden variar considerablemente a través de diferentes zonas de una misma ciudad, no todas las áreas son igual de urbanizadas por lo que se ha sugerido la creación de índices de urbanización para clasificar los niveles de urbanización en los diferentes distritos que conforman las ciudades (Inec, 2017).

A pesar de que a manera general la urbanización reduce la riqueza de especies, se ha encontrado que las áreas verdes pueden mitigar esta pérdida de especies y aumentar la riqueza en comparación de otras áreas de la ciudad (Carbó y Zuria, 2011). La riqueza de aves en las áreas verdes puede variar a lo largo de las estaciones, durante el invierno las áreas verdes pueden ofrecer recursos alimenticios para las aves (Evans, 2015), mientras que, en la migración, las áreas verdes pueden proporcionar un hábitat para las aves migratorias y ser un sitio de parada (Amaya y Hostetler, 2019; Carbó y Zuria, 2011). Sin embargo, en las áreas urbanas el recambio estacional de las especies puede no ser tan evidente como en entornos más conservados ya que la urbanización se ha relacionado con procesos de homogeneización (La Sorte *et al.*, 2014) debido a que entornos muy urbanizados pueden impedir la presencia de algunas especies minimizando los cambios estacionales, por lo que otro factor que es importante estudiar en las áreas verdes de Mérida es la rotación temporal de la composición de las especies. La variación estacional también se refleja en la abundancia de las aves, sin embargo, en entornos urbanos, la abundancia es mayor por la presencia de aves generalistas por lo que medir la variación estacional de

las aves urbanas por medio de la abundancia puede tener complicaciones (Tryjanowski *et al.*, 2015).

La composición de aves urbanas varía acorde a la posición geográfica, el contexto del paisaje y a la vegetación que se encuentra en las ciudades (Savard, *et al.*, 2000). Siguiendo este último punto, las aves ofrecen una oportunidad única para evaluar los efectos de la productividad vegetal en la riqueza de especies (Hurlbert y Haskell, 2003). La productividad vegetal a menudo es utilizada para determinar el “potencial energético de un sitio” ya que la energía de los ecosistemas se reconoce como un factor primario y un impulsor potencial de la riqueza de especies (Phillips *et al.*, 2010). La productividad vegetal medida a través del NDVI ha sido eficaz para determinar la riqueza de especies en entornos urbanos (Leveau *et al.*, 2018) encontrando una relación positiva entre el NDVI y la riqueza de aves en áreas urbanas, aunque a escalas espaciales locales como los parques, las medidas de NDVI pueden afectarse por factores como el manejo de los parques (riego, poda, etc.) que modifican la vegetación del sitio y los valores que pueden captarse con el NDVI (Bino *et al.*, 2008). En México el potencial del NDVI para determinar la riqueza de aves en áreas verdes ha sido poco estudiado. La relación entre el tamaño de las áreas verdes como parques urbanos y la riqueza de aves ha sido un poco más estudiada y se ha encontrado que el tamaño de los parques es una de las variables que más condiciona la riqueza de especies (Peris y Montelogo, 2014) incluso en áreas verdes de México (Carbó y Zuria, 2011). Estos trabajos muestran una relación entre la riqueza de especies con la energía (medida con el NDVI) y el área de los parques urbanos, lo que nos lleva a suponer que los principios de la “relación-especies-área-energía” pueden mantenerse incluso a escalas pequeñas como los parques urbanos. Consideramos que aún existe mucho desconocimiento acerca de cómo las aves y su riqueza se ve impactada en las áreas verdes urbanas de México y en especial de la ciudad de Mérida, donde los estudios relacionados con la fauna urbana se han enfocado en especies parasitoides o vectores de enfermedades (Iracheta y Bolio, 2012) mientras que especies que son indicadoras ambientales como las aves han sido poco estudiadas. Nuestro trabajo pretende abarcar el efecto de la urbanización, la estacionalidad y la “relación especies-área-energía” en siete diferentes áreas verdes de Mérida, Yucatán. Para la urbanización consideramos a cada área verde como una unidad local y cuyas variables que se estudiaron son la cobertura vegetal y el porcentaje de concreto de los sitios, también se elaboró un índice de urbanización a partir de variables demográficas para

ver qué tan urbanizados están las zonas donde se encuentran nuestras áreas. Se analizó si la abundancia de aves oportunistas se veía incrementada en los sitios con poca cobertura vegetal, ya que estas especies se benefician del entorno urbano. La estacionalidad consideró como los cambios en la riqueza de aves a lo largo del año en cada sitio y la “relación-especies-área-energía” se estudió tomando el tamaño de los sitios como el área y los valores del NDVI de los sitios como la medida de energía. Los resultados de este trabajo pueden servir para empezar a describir como estos factores mencionados condicionan el uso de las áreas verdes de Mérida por parte de las aves y entender cómo afecta a la composición de su riqueza estos sitios.

PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

- 1.- ¿Cómo afecta la urbanización a la riqueza de aves presente en áreas verdes (parques urbanos) de la Ciudad de Mérida?
- 2.- ¿De qué manera la riqueza de aves cambia durante los períodos estacionales?
- 3.- ¿Qué efectos tiene la energía y el área sobre la riqueza de aves urbana?

OBJETIVOS

- 1.- Evaluar los efectos de la urbanización sobre la riqueza de aves en áreas verdes de Mérida.
- 2.- Determinar los cambios en la riqueza de aves a lo largo de los períodos estacionales.
- 3.- Determinar la relación entre la energía, el área y la riqueza aves en las áreas verdes de Mérida.

HIPÓTESIS

Hipótesis del gradiente urbano

1-El nivel de urbanización afectará negativamente la diversidad de aves de las áreas verdes urbanas.

Predicción a

Sitios con poco porcentaje de concreto, un menor índice de urbanización y con más cobertura vegetal tendrán una mayor riqueza avifaunística que sitios con más concreto, urbanización y poca cobertura vegetal ya que tendrán menos presión de la urbanización (Fig. 4).

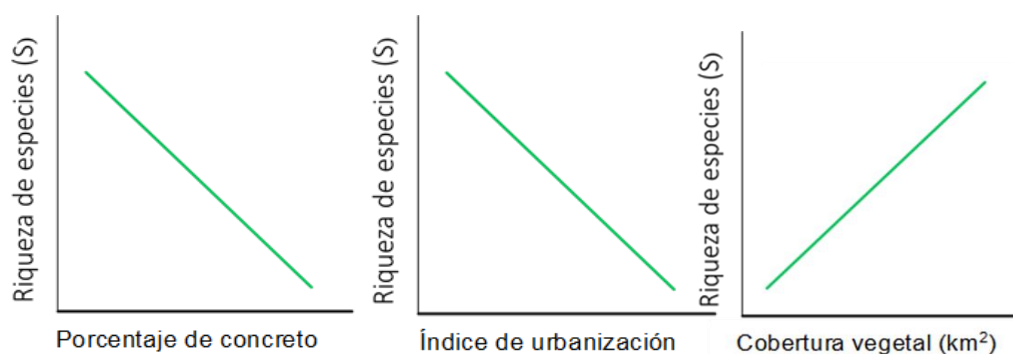


Figura 4. Predicciones para la riqueza de aves y las variables de estudio en la hipótesis del gradiente urbano.

Predicción b

El nivel de cobertura vegetal estará negativamente relacionado con la abundancia de especies de aves oportunistas. La abundancia será mayor en sitios con poca vegetación (Fig. 5).

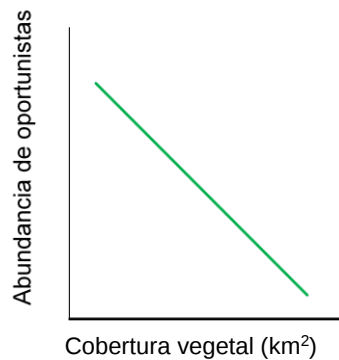


Figura 5. Predicciones para la abundancia de aves oportunistas y la cobertura vegetal en la hipótesis del gradiente urbano.

Hipótesis de la variación estacional

La riqueza de aves residentes y migratorias será diferente en áreas verdes poco y muy urbanizadas.

Predicción

En sitios menos urbanizados (a) los cambios estacionales en la riqueza de aves migratorias y residentes serán contrastantes mientras que en sitios más (b) urbanizados estos cambios estacionales no serán tan evidentes (Fig. 6).

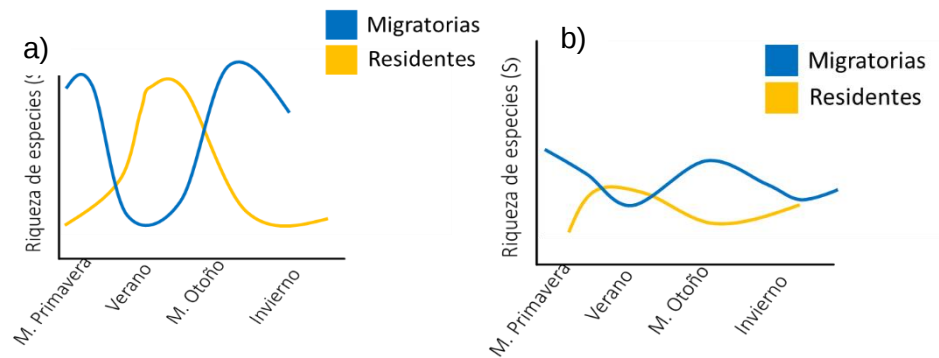


Figura 6. Predicciones para los cambios estacionales de las aves residentes y migratorias en la hipótesis de la variación estacional.

Hipótesis especies-área-energía

Los cambios en la riqueza de especies están relacionados con el tamaño del área y la energía presente en los diferentes sitios.

Predicción

La riqueza de especies ($\log S$) se incrementará como producto de un aumento en el área ($z\log A$) y de la energía del sitio ($w\log E$). La ganancia de especies por área (a) será independiente de la ganancia por energía (b), siendo mayor ésta última (Modificado de Hurlbert y Jetz, 2010) (Fig. 7).

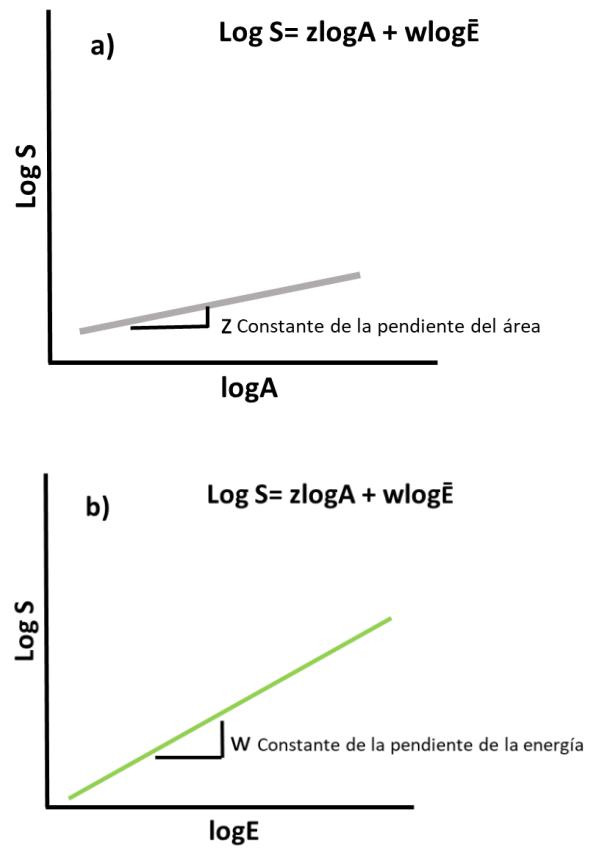


Figura 7. Predicciones para la riqueza de aves y las variables de estudio en la hipótesis especies-área-energía.

CAPÍTULO I

CAPITULO II

2.1 MATERIALES Y MÉTODOS

2.1.1 SITIOS DE ESTUDIO

Para evaluar los factores seleccionados sobre la riqueza de aves en las áreas verdes de Mérida, seleccionamos siete diferentes áreas verdes de la ciudad. Los sitios seleccionados fueron el Acuaparque de Vergel (Acuaparque), el parque del Fraccionamiento del parque (Fracc.), el Jardín Botánico Regional Roger Orellana (JBR), el Parque Ecológico Kai Luum (Kai Luum), el área en reforestación de la empresa Materiales Anillo Periférico S.A. (Mapsa), el Parque Ecológico del Poniente (PEP) y el Parque Arqueo-ecológico del Poniente (PAEP)

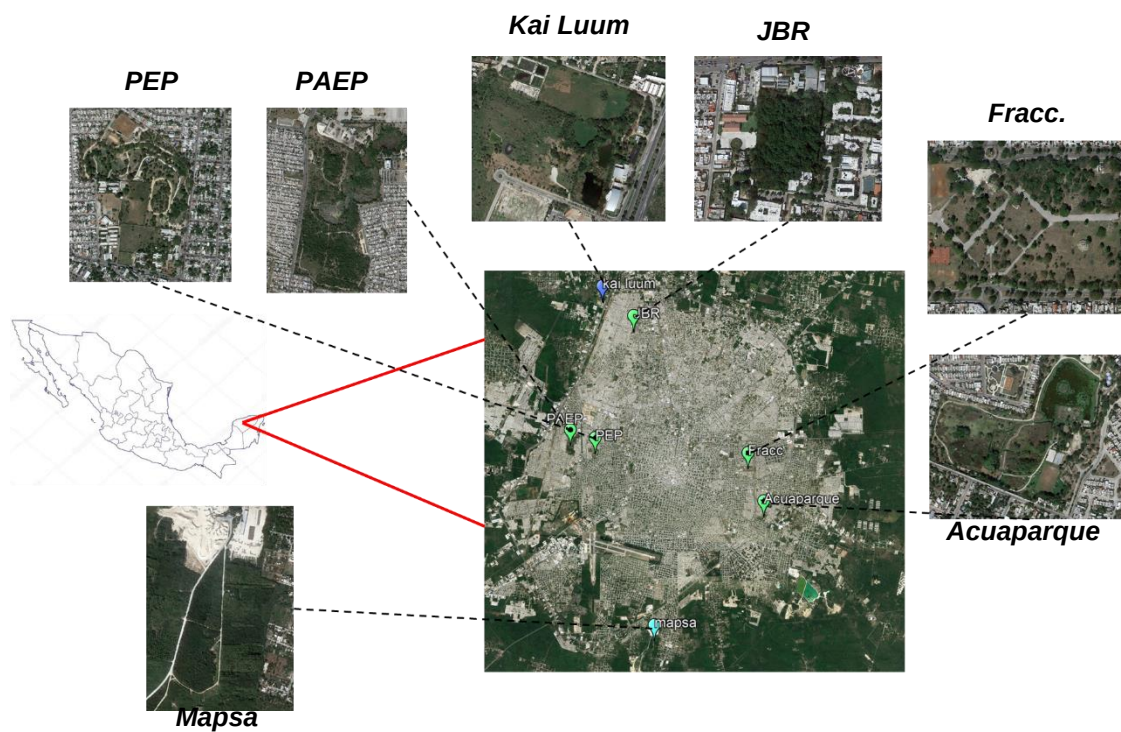


Figura 8. Ubicación espacial de los sitios de estudio.

2.1.2 ACUAPARQUE DE VERGEL

Ubicado al oriente de la ciudad (20°56'48.62"N, 89°34'42.53"O) con un área aproximada de 133,345.86 m² (Fig. 5). Este parque limita con los fraccionamientos vergel III, IV y San Antonio Kaua II. El sitio fue un banco de material abandonado hasta su restauración en 1997 para el aprovechamiento de la población. Ejemplos de la flora del sitio son el Akits (*Cascabela gaumeri*), Algarrobo (*Samanea saman*), Almendro (*Terminalia catappa*), Campanita (*Cascabela thevetia*), Ceiba (*Ceiba pentandra*), Chaká (*Bursera simaruba*), Ciricote (*Cordia dodecandra*) y Cocotero (*Cocos nucifera*) (Anexo 1).



Figura 9. Vista panorámica del Acuaparque de Vergel.

2.1.3 FRACCIONAMIENTO DEL PARQUE

Este parque está ubicado al oriente de la ciudad (20°58'8.09"N, 89°35'7.76"O) dentro del fraccionamiento del mismo nombre (Fig. 6). El tamaño del parque es de aproximadamente 98,790.89 m² y es usado como un sitio de esparcimiento para la población. Posee un área destinada como jardín botánico; algunos ejemplos de las especies de plantas son: Ciricote (*Cordia dodecandra*), Balché (*Lonchocarpus punctatus*), Maculis (*Tabebuia rosea*), Cedro (*Cedrela odorata*) y Pich (*Enterolobium cyclocarpum*), entre otras (Anexo 2).



Figura 10. Vista panorámica del Fraccionamiento del Parque.

2.1.4 JARDÍN BOTÁNICO REGIONAL “ROGER ORELLANA” (JBR)

Este sitio está ubicado al norte de la ciudad (21° 1'44.40"N, 89°38'21.69"O) y forma parte del Centro de Investigación Científica de Yucatán (Fig. 7). El JBR se estableció en 1983; originalmente fue una plantación de henequén que fue restaurada. El JBR tiene un área aproximada de 20,403.40 m² con diferentes exhibiciones de plantas de la flora de la península. Ejemplos de las plantas dentro del jardín son: Saramuyo (*Annona squamosa*), Coyolillo (*Bactris mexicana*), Pata de elefante (*Beaucarnea pliabilis*), Piñuela (*Bromelia pinguin*), Kitim che' (*Caesalpinia gaumeri*), Ceiba (*Ceiba pentandra*), náaj K'aax (*Coccothrinax readii*) y ts'iits'ilche (*Gymnopodium floribundum*), entre otras (Anexo 3).



Figura 11. Vista panorámica del JBR.

2.1.5 PARQUE ECOLÓGICO KAI LUUM

Este parque está ubicado al norte de la ciudad (21° 2'33.06"N, 89°39'17.32"O), sobre el periférico (Fig. 8). Por 20 años, este sitio con un área aproximada de 260,821 m² fue el basurero municipal; sin embargo, en el 2013 fue restaurado y convertido en parque ecológico por el Gobierno del Estado, beneficiando a los fraccionamientos aledaños con alta densidad poblacional como Francisco de Montejo, Las Américas y Real Montejo. La vegetación es característica de la selva baja caducifolia; aunque posee algunas especies ornamentales. Algunas de las especies del sitio son: Neem (*Azadirachta indica*), Clavellina (*Caesalpinia pulcherrima*), Ceiba (*Ceiba pentandra*), Ficus (*Ficus benjamina*), Pixoy (*Guazuma ulmifolia*), Moringa (*Moringa oleífera*) y Flor de mayo (*Plumeria rubra*), entre otras (Anexo 4).



Figura 12. Vista panorámica de Kai Luum.

2.1.6 ÁREA DE REFORESTACIÓN DE LA EMPRESA MATERIALES ANILLO PERIFÉRICO S.A. (Mapsa)

La empresa Materiales Anillo Periférico S.A. (Mapsa), es una empresa dedicada a la extracción de material pétreo desde hace 41 años. Mapsa está ubicada en el sur de la ciudad (20°53'37.66"N, 89°37'46.67"O) sobre el anillo periférico. Hace 20 años la empresa integró un plan de reforestación que abarca aproximadamente 128,208.06 m² (Fig. 9). Se aplicaron técnicas agroforestales al sitio, promoviendo la reforestación con árboles maderables, palmas de coco y forrajeros, dando prioridad a las especies endémicas para regenerar la vegetación nativa y para recuperar los ambientes deforestados. Ejemplos de las especies de plantas del sitio son: Melina (*Gmelina arborea*), Ramón (*Brosimum alicastrum*), Caoba (*Swietenia macrophylla*), Ceiba (*Ceiba pentandra*), Huaxím (*Leucaena leucocephala*), Huano (*Sabal mexicana*) y Eucalipto (*Eucalyptus camaldulensis*), entre otras (Anexo 5).



Figura 13. Vista panorámica de Mapsa.

2.1.7 PARQUE ARQUEOECOLÓGICO DEL PONIENTE

Este parque (También conocido como Arqueoecológico de Xoclán) se encuentra al poniente de la ciudad (20°58'44.47"N, 89°40'8.06"O) entra las colonias Xoclán, Juan Pablo II y el fraccionamiento Bosques del Poniente (Fig. 10). Cuenta con un área estimada de 437,950.08 m² y durante el año 2005 se implementó el proyecto del Plan Estratégico del Parque Arqueo-ecológico de Xoclán (PEPAX) (Ligorred y Ordaz, 2006), organizado por diversas instituciones con el fin de rescatar este sitio por su importancia cultural debido a que en su interior se albergan restos de pirámides de la cultura maya, así como por su importancia ambiental, ya que es una de las áreas verdes más grandes de la Mérida. La vegetación del parque consiste en remanentes de vegetación de selva baja caducifolia. Ejemplos de la flora del sitio son: Ceiba (*Ceiba pentandra*), Piñuela (*Bromelia karatas*), Ciricote (*Cordia dodecandra*), Huaxím (*Leucaena leucocephala*) y Ja'abin (*Piscidia piscipula*), entre otras (anexo 6).



Figura 14. Vista panorámica del PAEP.

2.1.8 PARQUE ECOLÓGICO DEL PONIENTE

Se encuentra ubicado al poniente de la ciudad (20°58'32.03"N, 89°39'25.52"O), en la colonia Yucaipetén (Fig. 11). Fue creado en la década de los noventa, y es uno de los parques de mayor importancia en la ciudad, además de servir como un lugar de esparcimiento y recreación para la población. El parque cuenta con un área aproximada de 109,953.90 m². La vegetación está compuesta en su mayoría por árboles y algunos arbustos; además de poseer una mezcla de especies nativas e introducidas. Dentro de las especies más comunes están Bugambilia (*Bougainvillea buttiana*), chaká (*Bursera simaruba*), cedro (*Cedrela odorata*), Ciricote (*Cordia dodecandra*), Framboyán (*Delonix regia*), Pixoy (*Guazuma ulmifolia*) y Huaxím (*Leucaena leucocephala*), entre otras (Anexo 7).



Figura 15. Vista panorámica del PEP.

2.2. COLECTA DE DATOS

Para obtener la riqueza de aves de los diferentes sitios durante las estaciones del año, realizamos observaciones semanales en cada sitio durante dos años, iniciando en marzo del 2016 hasta febrero de 2018 en cinco sitios (JBR, Kai luum, mapsa, PEP y PAEP) y de septiembre de 2016 hasta agosto de 2018 para el Fracc y el acuaparque (n=102 semanas para cada sitio). Las observaciones fueron de 8:00 a 10:00 a.m. y para cada sitio se realizó un transecto de 1 km. Aunque se registraron individuos de manera visual, por canto y sobrevolando el área, para los análisis se tomó en cuenta datos de individuos observados de manera visual. Esto se hizo con el fin de evitar errores de identificación y para evitar una sobreestimación de las especies encontradas. Se obtuvo una base de datos para cada sitio con lo que se calculó la riqueza de especies de cada sitio, y, conjuntando los datos, se obtuvo una base de todos los sitios. Las especies registradas se clasificaron según su estatus en los siguientes grupos: residente, migratoria, migratoria de verano y rara o accidental; así como por su hábito: terrestre o acuática. Esta clasificación fue obtenida mediante revisión de literatura en portales de conservación y estudio de las aves como (Avibase, 2016; BirdLife International/NatureServe, 2011).

Para los análisis se eliminaron las especies de hábitos acuáticos y las migratorias de verano debido a que estas especies responden a factores específicos que no se tomaron en cuenta en el estudio y que podían afectar los resultados del mismo. Por ejemplo, las aves acuáticas tienden a restringirse a zonas costeras o a cuerpos de agua los cuales no estaban presentes en todos los sitios de estudio por lo que su inclusión podía llevar a una mala interpretación de algunos resultados. En el caso de las migratorias de verano fueron eliminadas ya que sus movimientos migratorios los realizan en temporadas diferentes en comparación de las migratorias Neárticas por lo que podía afectar los análisis de la estacionalidad. De esta manera, se filtró la base de datos dejando únicamente a las especies terrestres y estas fueron divididas en dos grupos, las especies residentes y migratorias. Se determinó mediante una rarefacción si el muestreo fue significativo en caracterizar a la comunidad de aves y comparar el número de especies ya que sólo se contó con listas de abundancias por cada sitio. La rarefacción se realizó mediante la paquetería iNEXT (Chao et al., 2018) del programa R v. 3.3.1 (R development core team, 2015). En el caso del efecto de la estacionalidad, la base de datos obtenida con los monitoreos semanales de cada sitio fue clasificada en cuatro estaciones: migración de

primavera (marzo-mayo), verano (junio-agosto), migración de otoño (septiembre-noviembre) e invierno (diciembre-febrero).

2.2.1 ÍNDICE DE URBANIZACIÓN

Para determinar el grado de urbanización de los sitios, primero se diseñó un índice de urbanización utilizando datos de las Áreas Geoestadísticas Básicas (AGEB) del INEGI. Las AGEB urbanas son “Áreas geográficas ocupadas por un conjunto de manzanas perfectamente delimitadas por calles, avenidas, andadores o cualquier otro rasgo de fácil identificación en el terreno y cuyo uso del suelo es principalmente habitacional, industrial, de servicios, comercial, etcétera, y sólo son asignadas al interior de las zonas urbanas que son aquellas con población mayor o igual a 2,500 habitantes y en las cabeceras municipales” (INEGI, 2010) teniendo para Mérida un total de 474 AGEBs. De cada AGEB se seleccionaron un conjunto de variables asociadas al concepto social de urbanización y relacionadas a valores demográficos de los sitios (Tabla 1) y que han sido efectivas para realizar índices de urbanización (Inec, 2017).

Tabla 1. Variables seleccionadas del Censo de Población y Vivienda (INEGI, 2010) para la elaboración del índice de urbanización.

Variable	Descripción
Pobtot	Total de personas que residen en el lugar, incluye la estimación del número de personas en viviendas particulares sin información de ocupantes
Pobhog	Personas en hogares censales. Se considera un hogar en cada vivienda particular
tothog	Hogares en viviendas particulares habitadas. Se considera un hogar en cada vivienda particular
Vivtot	Viviendas particulares habitadas, deshabitadas, de uso temporal y colectivas.
Dens	Relación existente entre la extensión territorial del AGEB y el total de la población

Debido a que las variables necesarias para crear el índice de urbanización poseían unidades de diferentes escalas (p. ej. Pobtot=11004, pobhog=2, Dens=123.3) fueron estandarizadas para obtener valores de entre 0 y 1 mediante la siguiente formula:

$$(X_i - \text{mínimo}) / (\text{máximo} - \text{mínimo})$$

Donde X_i es el valor de cada variable de las AGEB, *mínimo* es el valor más bajo que obtuvo la variable dentro de las 474 AGEBs y *máximo* fue el valor más alto. Una vez estandarizadas las variables, se procedió a realizar un análisis de componentes principales (Tabla 2) para determinar el peso de cada variable dentro del índice. El índice de urbanización resume un promedio calculado con la información de las variables seleccionadas y la proporción explicada del primer eje proveniente del análisis de factores (Inec, 2017).

Tabla 2. Porcentaje de cada variable dentro del índice mediante un PCA.

Pesos de las variables dentro del PCA	
Variable	Proporción de varianza explicada
Pobtot	0.22
Pobhog	0.22
tothog	0.22
Vivtot	0.20
Dens	0.12

Una vez determinado el peso de cada variable, se procedió a elaborar el índice de urbanización para cada una de las AGEBs de Mérida (Fig. 12). Se sumaron los valores de cada variable y se multiplicaron por su peso para obtener un índice cuyo valor oscila entre 0 y 1, donde mientras más cercano sea el valor a 1, mayor urbanización presenta el AGEB.

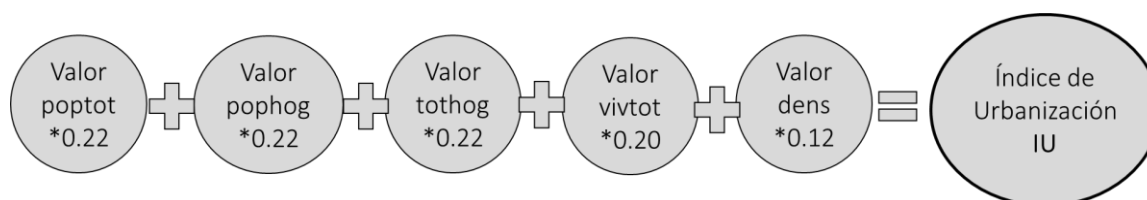


Figura 16. Esquema para el cálculo del índice de urbanización (modificado de Inec, 2017).

2.2.2 PORCENTAJE DE CONCRETO Y COBERTURA VEGETAL

Para calcular los valores de porcentaje de concreto de los sitios y el tamaño de la cobertura vegetal, se utilizó una imagen del satélite de SENTINEL 2-A correspondiente al año 2018. La ventaja del satélite SENTINEL 2-A es que posee una resolución espacial de 10 x 10m lo que nos permitió observar y clasificar de buena manera los diferentes objetos que conforman nuestros sitios de estudio como la vegetación, las calles o edificaciones. Se utilizó una clasificación supervisada con el método de máxima verosimilitud mediante el programa ENVI v 5.0 (Exelis Visual Information Solutions, 2010). La clasificación supervisada permite separar objetos mediante clases dentro de la imagen satelital en función de su firma espectral, es decir, de la reflectancia que poseen y así determinar a qué clase pertenecen para poder hacer una diferenciación más específica de los sitios. Se crearon 4 clases que fueron: vegetación, cuerpos de agua, pavimento (calles y carreteras) y concreto (edificios y construcciones). Se sometió a una validación obteniendo los valores mínimos y máximos de reflectancia que tuvieron las clases para cada una de las bandas espectrales y se graficaron para ver si las clases creadas se separaban entre sí y al final se obtuvo una imagen de la ciudad de Mérida mediante la clasificación supervisada (Fig. 13). Para confirmar que la clasificación fue buena, se generaron 40 puntos con coordenadas aleatorias dentro de Mérida, y mediante ArcMap v.10 se realizó una matriz de aciertos y errores de cada clase (Anexo 8).

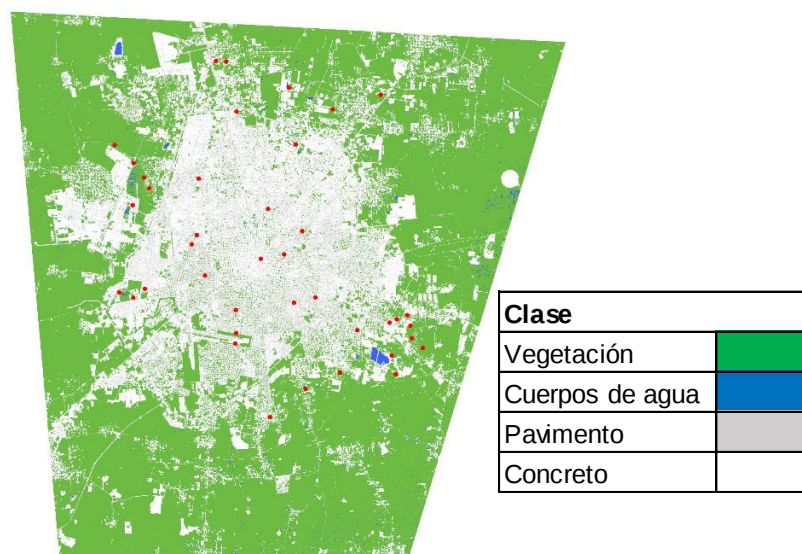


Figura 17. Clasificación supervisada y puntos de validación para Mérida. Los puntos rojos corresponden a las coordenadas aleatorias de validación.

Con la clasificación supervisada se procedió a calcular los valores para cada clase en las áreas de estudio mediante métricas del sitio. Se utilizó la herramienta ToolBox llamada IndiFrag del programa ArcGis. IndiFrag trabaja con capas vectoriales a tres diferentes niveles jerárquicos (Sapena y Ruiz, 2015). El primer nivel se llama objeto y es la unidad básica del análisis y que para nuestro estudio fue cada polígono de nuestras clases (cada parche de vegetación o cada edificio etc.), el segundo nivel se llama clase y correspondió a las clases que ya habíamos delimitado previamente con la clasificación supervisada. El último nivel es llamado súper objeto que es la capa que contiene a todos los objetos y clases y correspondió a un polígono que abarcaba todo el tamaño de los sitios de estudio. Con ayuda de IndiFrag calculamos el tamaño del sitio, de la cobertura vegetal y el porcentaje de concreto, pavimentación y agua. La mayor ventaja de IndiFrag es que trabaja con mapas de coberturas en formato vectorial y utiliza las relaciones topológicas, facilitando la interpretación y el análisis de la fragmentación en diferentes áreas (Sapena y Ruiz, 2015).

2.2.3 ÁREA Y ENERGÍA DE LOS SITIOS

Los datos obtenidos con el cálculo de métricas del IndiFrag nos permitió calcular el tamaño total de los sitios de estudio, este tamaño de los sitios fue considerado como el área para el análisis de la “relación especies-área-energía”. La energía se calculó a partir de la medición del NDVI de los sitios. El NDVI es uno de los estimadores más utilizados para determinar la energía disponible en un lugar al estar relacionado directamente con la actividad fotosintética de la vegetación, la biomasa y la productividad primaria neta (Bino *et al.*, 2008) y cuya eficacia como medida de energía de un sistema se ha mostrado en otros trabajos (Storch *et al.*, 2005; Kerr y Ostrovsky, 2003).

Se utilizaron imágenes del satélite SENTINEL 2-A obteniendo una imagen mensual para cada uno de los dos años en los que se realizaron los monitoreos de las aves, dando un total de 24 imágenes. Para cada imagen se descargaron las bandas 2 (azul), 3 (verde), 4 (rojo) y 8 (infrarrojo cercano), siendo las bandas 4 y 8 las utilizadas para calcular el NDVI. Con el programa ArcGis v. 10.3 (ESRI, 2018) se creó un shapefile con los polígonos de cada sitio de estudio. Luego se calculó el NDVI para cada imagen mediante la siguiente fórmula: $NDVI = (banda\ 8 - banda\ 4) / (banda\ 8 + banda\ 4)$ obteniendo un ráster con el NDVI (Fig. 14) y sus valores que van de -1 a 1, donde los valores más cercanos a 1 representan vegetación más “verde”. Para extraer los valores de NDVI de cada sitio de

estudio se utilizó la paquetería raster de R v. 3.3.1 (R development core team, 2015) y la función `extract` para promediar los valores de los píxeles y obtener el NDVI mensual de cada sitio.

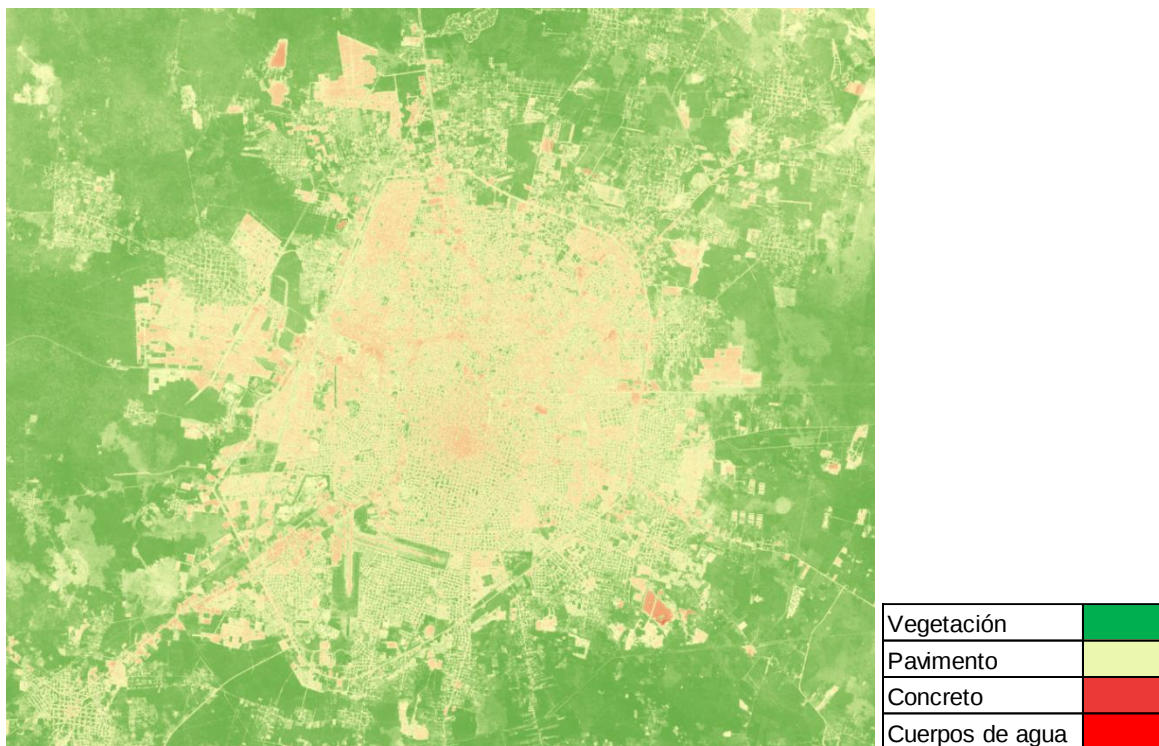


Figura 18. NDVI de enero del 2017 en Mérida obtenido mediante el análisis de una imagen del SENTINEL 2-A.

2.3 ANÁLISIS DE DATOS

La rarefacción nos permitió obtener estimadores de la riqueza de especies, en función de q (orden de diversidad) mediante los Números de Hill (NH). Los Números de Hill ofrecen diferentes ventajas sobre los estimadores de diversidad tradicionales, por ejemplo, obedecen a un principio de replicación intuitiva o propiedad de duplicación, se expresan en unidades de números efectivos de especies y los índices de diversidad clave propuestos en la literatura, como la entropía de Shannon y el índice de Gini-Simpson, se pueden convertir a NH mediante simples transformaciones algebraicas (Chao *et al.*, 2004). Para nuestro trabajo se utilizó el $NH=2$, que hace referencia a índice de Simpson. Para los análisis de la urbanización, estacionalidad y la “relación especies-área-energía” se realizaron 4 modelos (Tabla 3). El modelo de urbanización fue una regresión lineal múltiple

para evaluar la relación entre la riqueza de aves (S) en función de las variables urbanas seleccionadas (índice de urbanización, porcentaje de concreto y cobertura vegetal). Se ha documentado que estas variables están directamente relacionadas con gradientes urbanos (Bellocq *et al.*, 2017). Se calculó el factor de inflación de la varianza (VIF) para determinar que no exista una multicolinealidad entre las variables. Debido a que creemos que las aves residentes y migratorias tienen requerimientos diferentes en las áreas urbanas, el modelo se realizó separándolas, para observar las respuestas a la urbanización de cada grupo. El segundo modelo fue una regresión lineal simple para evaluar la relación entre la abundancia de las especies oportunistas con la cobertura vegetal de los sitios. Se extrajeron de nuestra base de datos de todos los sitios las 3 especies que más se han asociado a entornos urbanos en México, *Quiscalus mexicanus* o Zanate mayor (MacGregor *et al.*, 2009), *Zenaida asiática* o Paloma alas blancas y *Columbina talpacoti* o Tortolita canela (Small, 2012) y que, además, fueron registradas en los siete sitios. El tercer modelo fue para evaluar el cambio en la riqueza de especies durante las estaciones del año. Se realizó un análisis por separado para aves residentes y migratorias, el cambio en la riqueza se calculó como el número de especies en función de cada semana de muestreo y debido a que esperábamos que la relación entre las variables no fuera lineal y que se comportara de manera diferente en cada uno de los sitios se utilizó un modelo aditivo generalizado (GAM).

Tabla 3. Modelos de urbanización, estacionalidad y “especies-área-energía”. S= riqueza de especies, IU=Índice de Urbanización, %Concreto= Porcentaje de concreto, Ab= Abundancia, A_Veg= Cobertura vegetal (en km²), sp= especies oportunistas, s=semanas de muestreo, la restricción del GAM fue la variación entre sitios, Log= logaritmo, E= energía del sitio, A =área del sitio (en km²).

Modelo	Variables
1.- Urbanización	$S \sim IU + \%Concreto + A_Veg$
2.- Oportunistas	$Ab \sim A_Veg * \text{factor}(sp)$
4.- Estacionalidad	$S \sim s \text{ (semana, by = factor(Sitio))}$
3.- “Especies-área-energía”	$\text{Log}(S) \sim \text{log}(E) + \text{log}(A)$

El GAM no asume una relación paramétrica entre la variable predictora (las semanas de muestreos) y la variable de respuesta (la riqueza de especies) por lo que se pueden incorporar relaciones no lineales entre la variable predictora y la variable de respuesta y poder examinar esto para cada uno de los sitios de manera individual, pero sumándose

todas las contribuciones en el modelo. El modelo está construido por la suma de funciones suaves (splines) que son funciones polinómicas a trozos sobre la que se imponen restricciones en los puntos de unión llamados nodos y permiten generar curvas para la interpretación de los resultados. El GAM fue realizado con la paquetería mgcv (Wood, 2018) del programa R v. 3.3.1 (R development core team, 2015). Cabe mencionar que debido a que los muestreos comenzaron después en el Acuaparque y el Fracc. se hicieron modelos aparte para estos dos sitios. El tercer modelo evaluó “relación especies-área-energía” y se utilizó una regresión logarítmica ya que esperábamos que la ganancia de especies por efecto de los factores se ajustara mejor a un crecimiento exponencial. Por lo tanto, se relacionó el logaritmo de la riqueza ($\log S$) con el logaritmo del área ($\log A$) y la energía ($\log E$) y al igual que con los modelos de urbanización y estacionalidad, se analizó de manera separada a las aves residentes y migratorias.

CAPITULO III

3.1. RESULTADOS

Se obtuvieron un total de 197 especies de aves para las áreas verdes estudiadas. El sitio con mayor riqueza fue el acuaparque con 125 seguido del Mapsa con 123. El sitio que presentó el menor número de especies fue el JBR con 66. Sin embargo, cuando comparamos la riqueza de especies por medio de la rarefacción, encontramos que, considerando el número de individuos en los sitios, Mapsa podría registrar más especies si seguimos realizando muestreos en comparación de los demás sitios (Fig. 19) y como la diferencia entre Mapsa y el Acuaparque fue de solo dos especies, creemos que Mapsa tiene el potencial de ser el área con mayor riqueza de especies de todos los sitios estudiados. Hubo una superposición en algunos sitios lo que nos indica que la riqueza en ellos podría ser similar, los sitios donde hubo superposición fueron entre JBR, PEP, PAEP y Fracc, así como entre Kai Luum y Acuaparque. Por el contrario, Mapsa no presentó superposición con ningún sitio (Fig. 16).

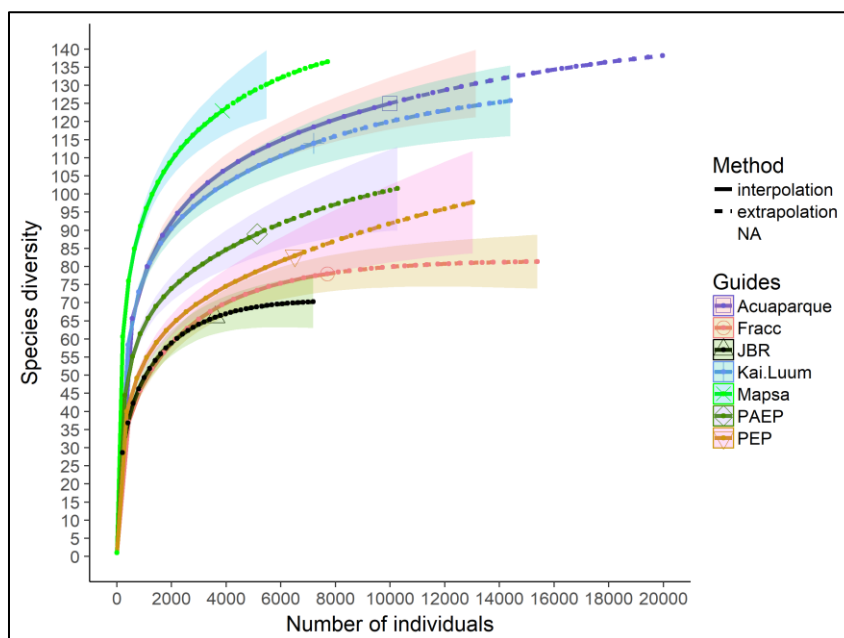


Figura 19. Curva de rarefacción con la riqueza de los sitios. Intervalo de confianza de 95%.

Con el número de Hill 2, relacionado al índice de Simpson encontramos que, tomando la abundancia relativa de las especies en los sitios, Mapsa y el acuaparque tienen una mayor diversidad de aves, mientras que el Fracc y el JBR son los sitios donde existe una mayor dominancia de especies y por consiguiente una menor diversidad (Fig. 20).

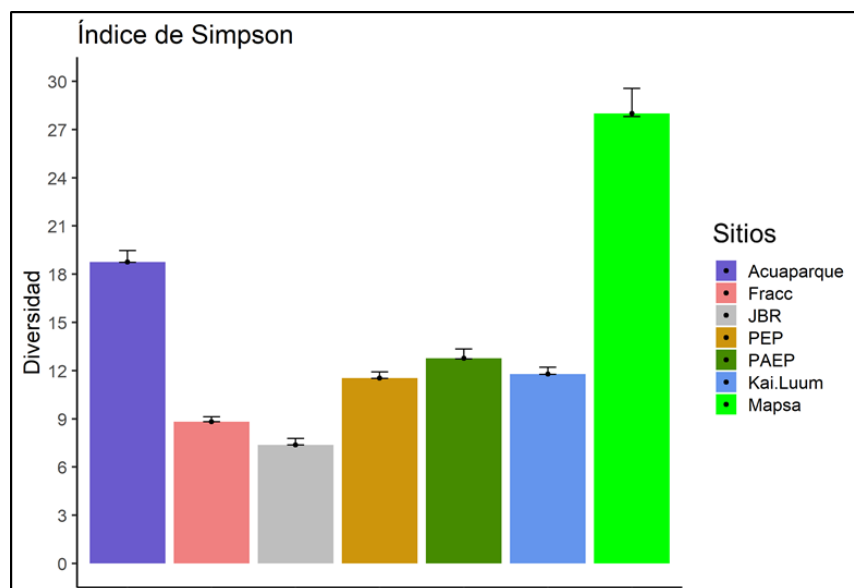


Figura 20. Índice de Simpson para los sitios de estudio.

Las variables seleccionadas en el modelo de urbanización mostraron una relación con la riqueza de aves, siendo estadísticamente significativa sólo en las especies residentes ($R^2 = 0.94$, $p = 0.02$) y no en las migratorias ($R^2 = 0.64$, $p = 0.32$). Tanto el índice de urbanización (Fig. 21) como el porcentaje de concreto (Fig. 22) se asociaron de manera negativa con la riqueza de especies para aves residentes y migratorias. En el caso del índice de urbanización el sitio más urbanizado fue PEP con un valor de 0.51 mientras que el menos urbanizado fue Kai Luum con 0.01. El porcentaje de concreto fue más alto en el JBR y más bajo en Mapsa. La variable de cobertura vegetal se relacionó de manera positiva con la riqueza de aves residentes y migratorias en nuestros sitios de estudio (Fig. 23), Mapsa fue el sitio con mayor cobertura vegetal mientras que el JBR fue el que presentó menos cobertura.

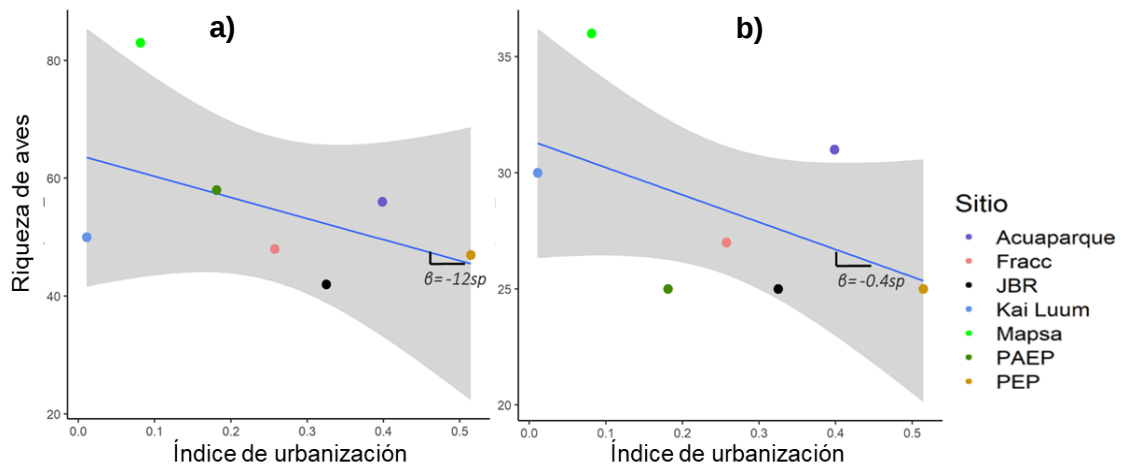


Figura 21. Relación de la riqueza de aves residentes (a) y migratorias (b) con el índice de urbanización de los sitios.

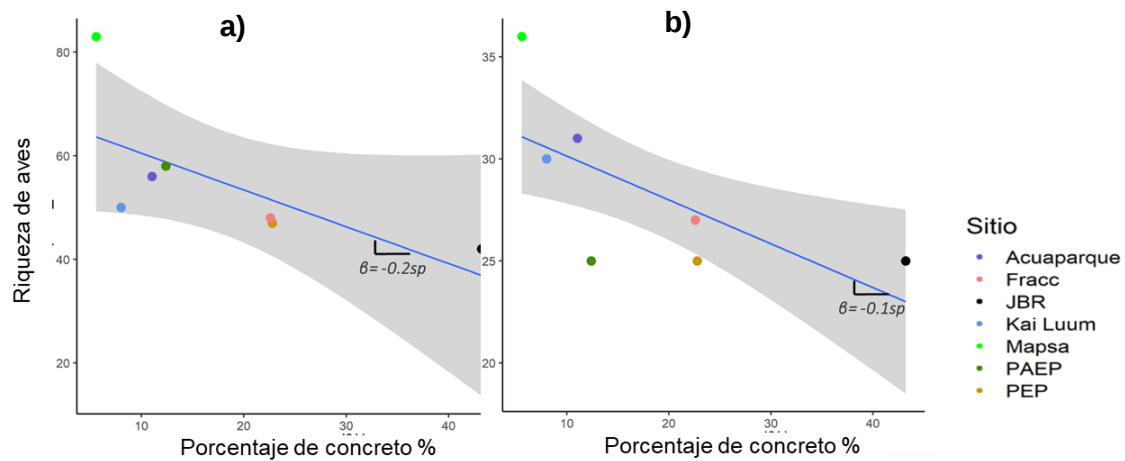


Figura 22. Relación de la riqueza de aves residentes (a) y migratorias (b) con el porcentaje de concreto de los sitios.

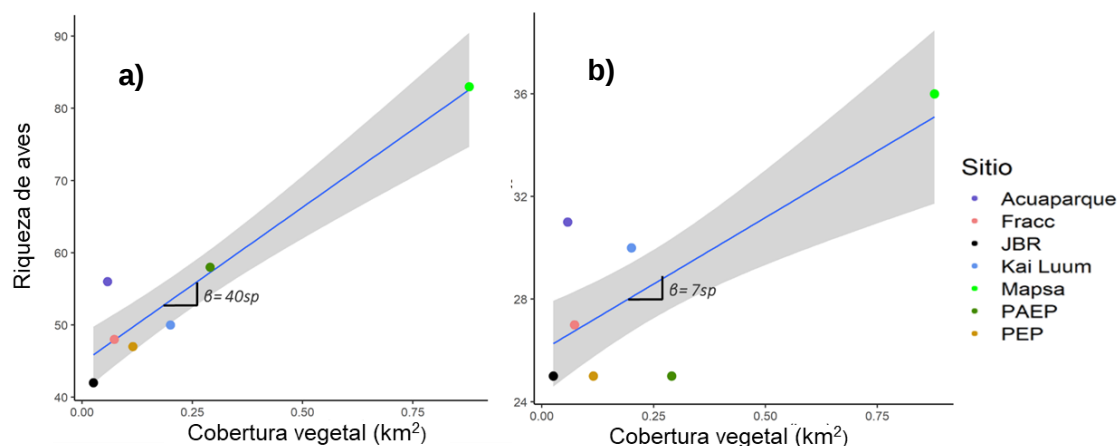


Figura 23. Relación de la riqueza de aves residentes (a) y migratorias (b) con la cobertura vegetal de los sitios.

Todos los valores de las variables urbanas se listan en la sección de Anexos (Anexo 9). El valor de VIF de las variables del modelo de urbanización fue de 1.7 para cobertura vegetal, 1.5 para el índice de urbanización y 1.6 para el porcentaje de concreto. Valores por encima de 5 pueden reflejar problemas de multicolinealidad por lo que las variables de nuestro estudio parecen no tener este problema.

Para el modelo de especies oportunistas, encontramos que la abundancia de estas especies se relaciona de manera negativa con el tamaño de la cobertura vegetal de los sitios de estudio ($R^2 = 0.56$, $p = 0.01$). Las tres especies oportunistas seleccionadas presentaron un decremento en su abundancia conforme la cobertura vegetal de los sitios se incrementa, pero esta relación es diferente entre ellas (Fig. 24). *Quiscalus mexicanus* y *Zenaida asiatica* son las especies que disminuyen más su abundancia con un 95 y un 88 % respectivamente, mientras que *Columbina talpacoti* sólo redujo su abundancia un 46% conforme la cobertura vegetal de los sitios aumenta.

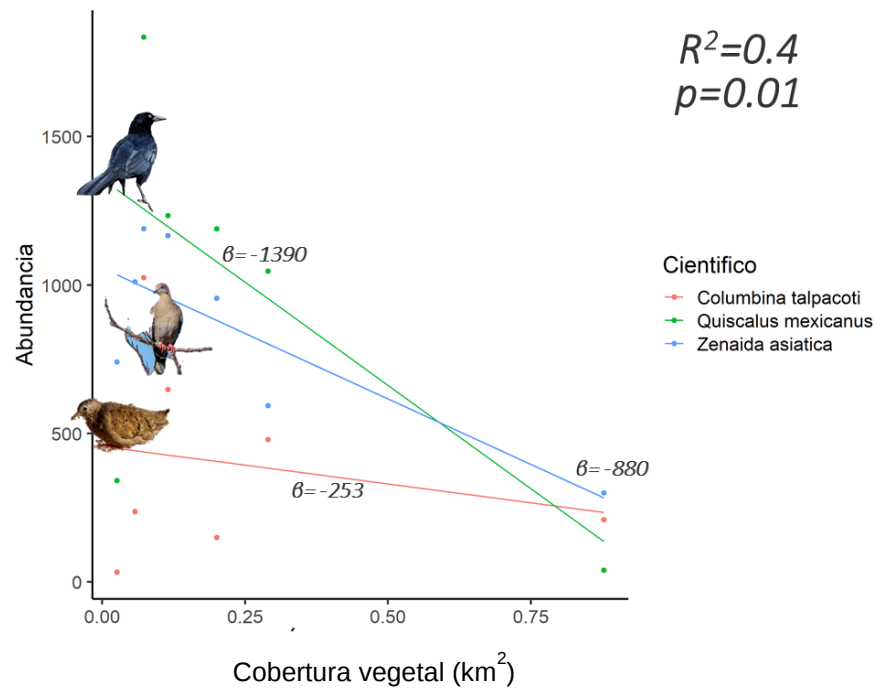


Figura 24. Relación entre la abundancia de especies oportunistas y la cobertura vegetal de los sitios de estudio.

En el caso del modelo de estacionalidad, encontramos que la riqueza de aves varió entre grupo de aves, sitios y años. El cambio de la riqueza de especies debido a la estacionalidad fue significativo en cinco sitios para las especies residentes (Fig. 25) y en cuatro sitios para las migratorias (Fig. 26). Para las aves residentes el cambio en la riqueza a lo largo de las estaciones fue menos evidente en los dos sitios con mayor índice de urbanización (Acuaparque y PEP) que fueron, además, los dos sitios que no fueron estadísticamente significativos en el modelo de estacionalidad. En las aves migratorias los cambios estacionales de la riqueza fueron independientes de la urbanización de los sitios, por ejemplo, uno de los sitios donde la variación de aves migratorias fue significativa en el modelo, tenía el mayor índice de urbanización (PEP), aunque los cambios más evidentes si se dieron en los sitios donde el índice de urbanización era más bajo (Mapsa y Kai Luum). El porcentaje de variación explicado por el modelo fue mayor para las aves migratorias ($R^2=0.47$ para los primeros cinco sitios y 0.29 para el Acuaparque y el Fracc.) en comparación con las residentes (0.29 para los primeros cinco sitios y 0.10 para el Acuaparque y el Fracc.).

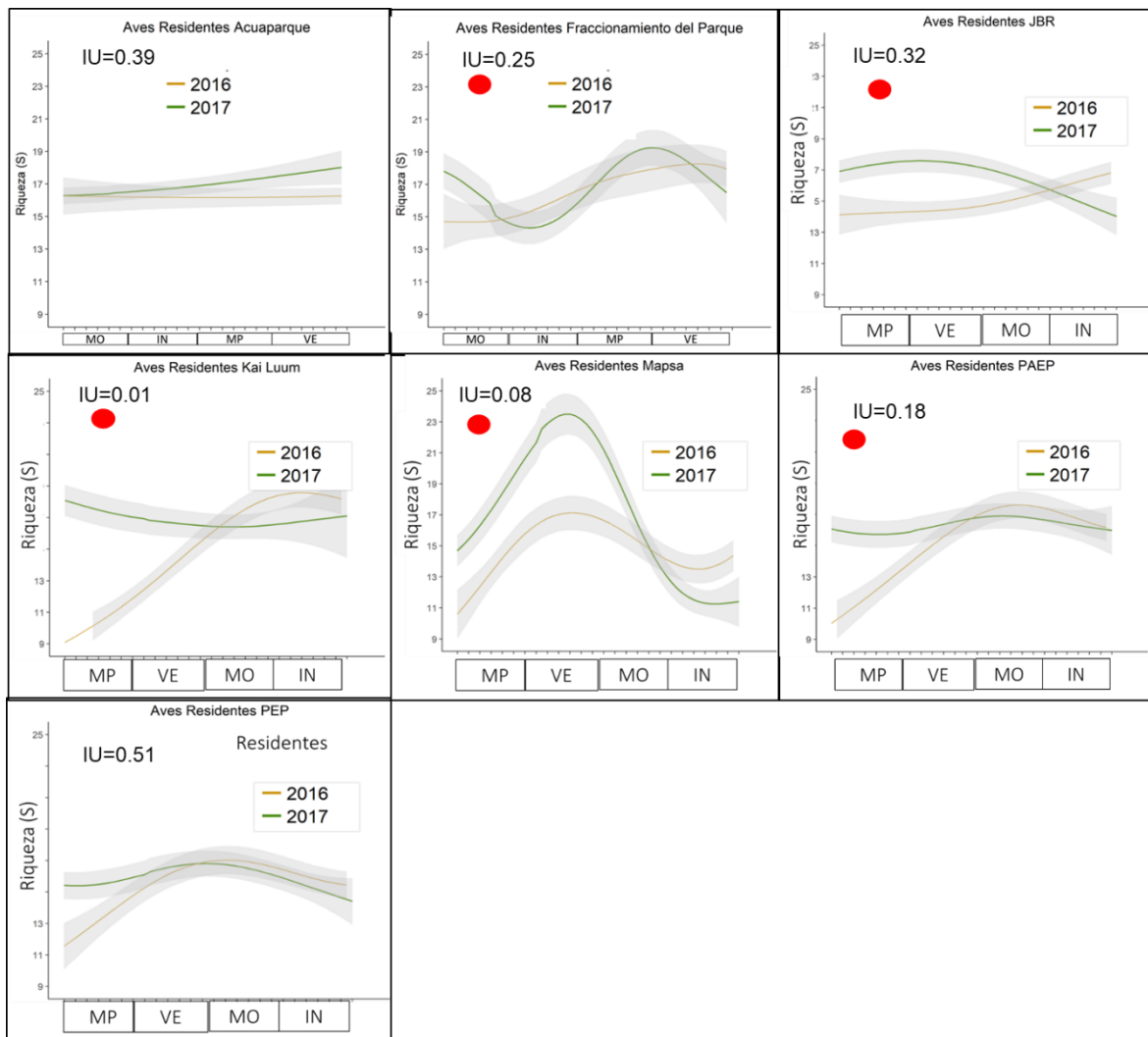


Figura 25. Variación estacional de la riqueza de aves residentes en los sitios de estudio. IU es el índice de urbanización y los puntos rojos indican los sitios con significancia <0.05 .

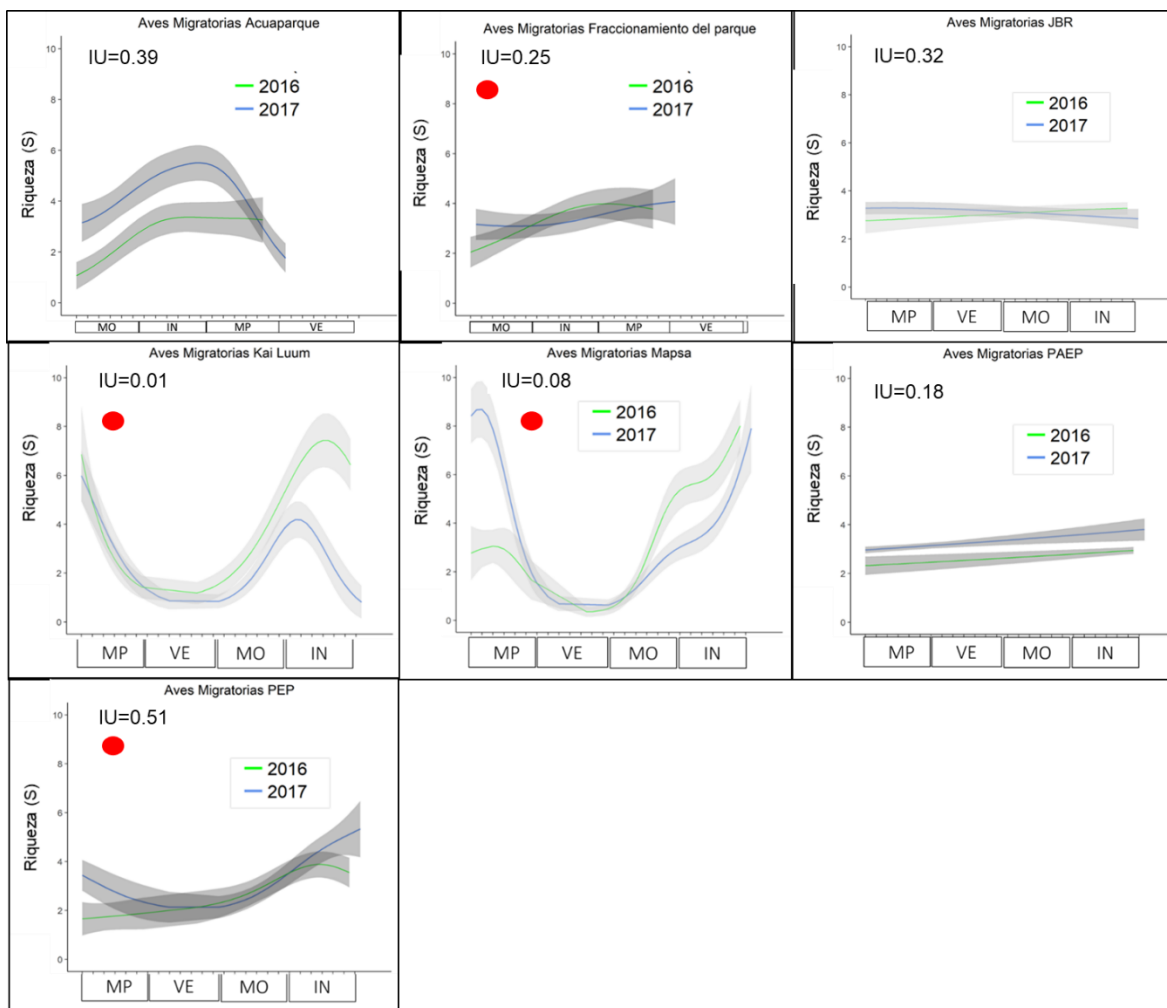


Figura 26. Variación estacional de la riqueza de aves migratorias en los sitios de estudio. IU es el índice de urbanización y los puntos rojos indican los sitios con significancia <0.05 .

El análisis de la “relación especies-área-energía” mostró que las especies residentes y migratorias responden de manera diferente a estos factores. Para el modelo de aves residentes ($R^2= 0.26$, $p= 2.45$) encontramos que el valor de la pendiente de la relación con el área fue mayor que la pendiente de la energía ($zA= 0.15$, $wE= 0.05$) (Fig. 27). En las aves migratorias ($R^2= 0.17$, $p= 7$) el valor de la pendiente de la energía fue mayor que la pendiente del área ($zA= -0.09$, $wE= 5.5$), por lo que la riqueza de especies migratorias aumenta más por la energía disponible del sitio independiente del área del mismo. (Fig. 28).

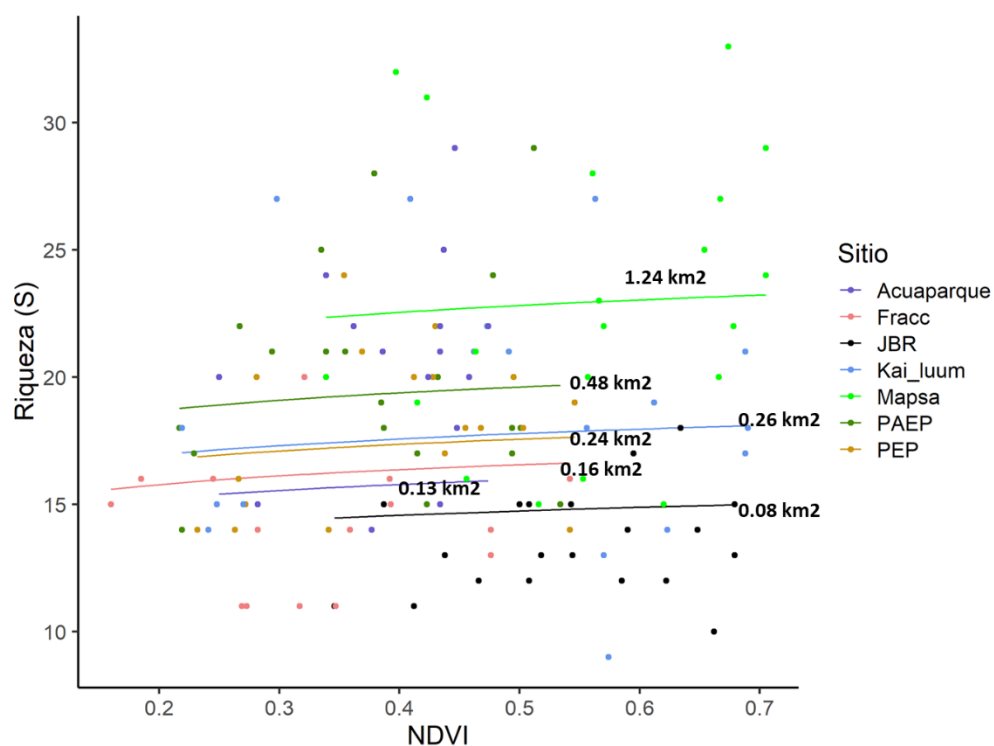


Figura 27. Relación de la riqueza de aves residentes con la energía y el área de los sitios.

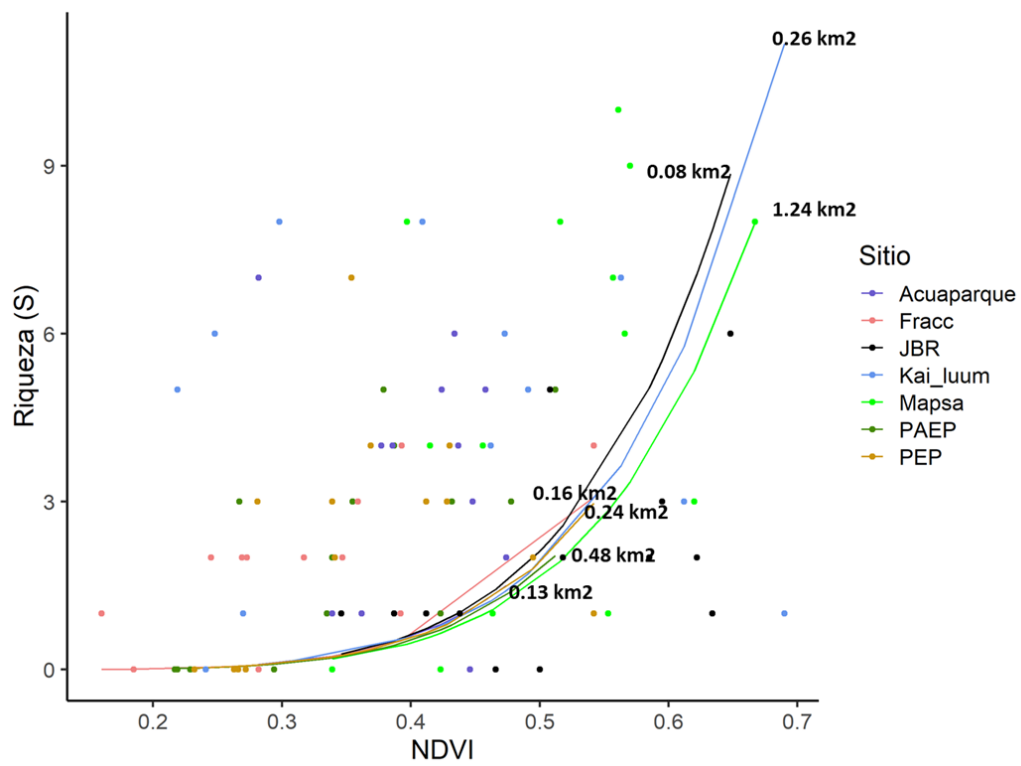


Figura 28. Relación de la riqueza de aves migratorias con la energía y área de los sitios.

CAPITULO IV

4.1. DISCUSIÓN

El principal resultado de nuestro trabajo fue que para la “relación especies-área-energía” encontramos que las aves residentes y migratorias responden de diferente manera, hubo una pendiente más alta entre el número de especies y el área para las aves residentes y una pendiente más alta con la energía para las migratorias. El área y la energía son factores que pueden ser determinantes para la riqueza de especies (Storch *et al.*, 2005) en entornos urbanos. El tamaño de las áreas verdes urbanas como los parques está fuertemente relacionado con la cantidad de especies que podemos encontrar (Leveau y Leveau, 2016), la riqueza de especies también puede verse incrementada conforme la energía de los sitios aumenta (Hurlbert, 2004). La energía puede ser determinada mediante medidas relacionadas a la productividad primaria como el NDVI (Storch, *et al.*, 2005) por lo que sitios grandes y con alta productividad tienen la capacidad de albergar más individuos y por consiguiente tener una mayor riqueza de especies (Hurlbert y Haskell, 2003) al aumentar la cantidad de recursos alimenticios disponibles lo que permite mantener poblaciones viables (Bonn *et al.*, 2004). Sitios con niveles altos de productividad, como los ecosistemas tropicales, poseen una mayor diversidad de recursos y las especies pueden especializarse en un recurso particular y alcanzar un tamaño mínimo de población viable (Hurlbert y Jetz, 2010).

En las aves residentes el tamaño de las áreas verdes urbanas ha sido considerado una de las variables que más puede influir de manera positiva a la riqueza de aves (Carbó y Zuria, 2011; Khera *et al.*, 2009), las áreas verdes urbanas pueden ser consideradas “islas” con poblaciones de aves aisladas que varían su abundancia y riqueza dependiendo del tamaño y recursos de estas islas (Peris y Montelongo, 2014). Se ha sugerido que las aves residentes necesitan áreas grandes para anidar y alimentarse durante la época de reproducción además de que estas áreas pueden servir como refugio contra depredadores por lo que las aves residentes podrían estar limitadas por la cantidad de hábitat disponible (Mason *et al.*, 2007; Jokimäki y Huhta 2000) y ser más susceptibles a la pérdida de estos hábitats, lo que es uno de los principales efectos de la urbanización ya que el hábitat para las aves puede verse limitado por el tamaño de las áreas verdes (Mason *et al.*, 2007). Otros factores que pueden condicionar la riqueza de aves residentes son las interacciones que

tienen entre ellas como la competencia por el alimento o territorio disponible (Martin y Bonier, 2018; Litteral y Shochat, 2017). Las aves migratorias parecen utilizar las áreas urbanas como sitios de parada o descanso durante su migración, los parches de vegetación dentro de las ciudades aun con un tamaño limitado pueden ser aprovechados por las aves migratorias de vuelo largo como sitios de abastecimiento de alimento (Seewagen *et al.*, 2010). Las áreas verdes urbanas poseen recursos alimenticios de diferentes tipos que son utilizados por las aves migratorias para reabastecerse de energía durante estos viajes migratorios (Bricklin *et al.*, 2016; Evans, 2015). Las áreas verdes urbanas también pueden variar en su productividad a lo largo del año debido a la estacionalidad, nuestros sitios de estudio tuvieron diferentes valores de NDVI en las diferentes estaciones del año, se ha sugerido que las aves migratorias pueden rastrear el “verdor” de la vegetación durante sus rutas migratorias (Bridge *et al.*, 2015) por lo que probablemente elijan los sitios dentro de la ciudad con una mayor productividad independiente del tamaño.

A pesar de que encontramos una tendencia de incremento de la riqueza por el área y la energía, la “relación especies-área-energía” no es tan evidente como a escalas mayores, lo que se vio reflejado en el porcentaje de variación explicado por el modelo que fue de aproximadamente 20%. Una de las posibles causas de esto es que se ha encontrado que si bien, el NDVI es una medida válida de la energía disponible, tiende a no ser tan precisa (Hurlbert y Haskell, 2003) ya que no refleja de manera completa los recursos de un sitio y los que son útiles para las aves (Bino *et al.*, 2008). En sitios altamente urbanizados, la relación entre el NDVI y la riqueza de especies puede alterarse por diversos factores como la poda de las plantas que puede generar valores altos de NDVI similares a zonas de alta productividad, aunque la estructura del hábitat sea menos compleja y pueda mantener menos especies que sitios con vegetación más conservada (Bino *et al.*, 2008). La relación de la riqueza con la productividad tiende a variar a diferentes escalas espaciales; en escalas regionales, la relación entre la productividad y la riqueza tiende a tener un aumento lineal, mientras que, a medida que la escala se hace más pequeña, la relación pasa a ser en forma de joroba (Chase y Leibold, 2002). A nivel técnico, la resolución espacial del sensor remoto también puede generar variaciones, el tamaño de pixel puede afectar los valores de NDVI captados (Girolimetto *et al.*, 2011).

Otro resultado importante de nuestro trabajo fue que encontramos que en las áreas verdes de Mérida la urbanización provoca diferencias en la diversidad de aves residentes y migratorias entre áreas verdes y que este efecto es negativo. En nuestro caso el aumento de la urbanización y el concreto está relacionado con la presencia de menos especies en nuestros sitios de estudio. Esto concuerda con otros estudios (Bellocq *et al.*, 2017; Litteral y Wu, 2012) que han encontrado que la diversidad de aves podría verse reducida conforme el grado de urbanización de un sitio aumenta. De igual manera, la disminución de especies se relaciona con un aumento en el porcentaje de coberturas permeables como el concreto o con la pérdida de la cobertura vegetal (Leveau y Leveau, 2016; Faeth *et al.*, 2011; Chace y Walsh, 2006). Áreas verdes rodeadas de entornos muy urbanizados podrían proporcionar una menor cantidad de recursos alimenticios en comparación a otros sitios con mayor conectividad y vegetación (Leveau, 2013). El índice de urbanización nos permitió determinar el grado de urbanización de cada uno de los sitios y como se relaciona con la disminución de especies. Se ha encontrado que el efecto negativo de la urbanización sobre la riqueza de especies tiende a ser más evidente cuando se estudia a través de gradientes urbanos en comparación de utilizar categorías más arbitrarias como urbanizado o no urbanizado (Batory *et al.*, 2019). La cobertura vegetal de nuestros sitios se relacionó positivamente con la riqueza de aves, incrementos en la cobertura vegetal podrían estar relacionados con una mayor probabilidad de ocupación de las aves en ambientes urbanos (Mörtberg, 2001). El tamaño de los parches de cobertura vegetal de los sitios podría ser un buen predictor para el número de especies, lo que sugiere que las variables del paisaje son útiles a para evaluar la riqueza de especies dentro áreas urbanas (Litteral y Shochat, 2017). otro punto importante es que si bien, las especies residentes y migratorias se ven afectadas por la urbanización, el efecto de este proceso fue más fuerte para las aves residentes mientras que en las aves migratorias no; tal vez porque las últimas parecen tolerar de mejor manera la urbanización. Las aves migratorias pueden verse menos afectadas por la urbanización probablemente por que utilizan las áreas verdes sólo como sitios de descanso durante su migración (Seewagen *et al.*, 2010). El tipo de dieta o gremio alimenticio también podría ayudarnos a explicar la diferencia entre el efecto de la urbanización sobre las aves residentes y migratorias. Se ha sugerido que las especies residentes poseen una dieta más especializada (Morelli *et al.*, 2018), mientras que las migratorias podrían ser más flexibles en cuanto al tipo de alimento que ingieren durante las diferentes estaciones (McWilliams y Karasov, 2004). Algunas especies migratorias son más insectívoras durante la época de

reproducción y más frugívoras durante el otoño e invierno (Morelli *et al.*, 2018). Dependiendo del tipo de dieta, algunas especies se verían más limitadas a ocupar sitios urbanos, debido a que estos sitios podrían no presentar el tipo de alimento necesitado por estas especies (Jokimäki *et al.*, 2014; Charre *et al.*, 2013). Las aves también pueden verse desplazadas dentro de las áreas verdes por otras especies oportunistas que son más tolerantes a entornos y presencia humana (Leveau y Leveau, 2016). Nuestro trabajo encontró que la abundancia de las especies oportunistas se incrementa conforme la cobertura vegetal se reduce. Las especies oportunistas prefieren utilizar sitios altamente urbanizados (con un gran número de construcciones o con una alta presencia humana) debido a que pueden acceder de manera más rápida a recursos alimenticios relacionados al ser humano (Przybylska *et al.*, 2012). Las aves en ambientes urbanos parecen ser altamente dependientes del tipo y estructura de la vegetación (White *et al.*, 2005) por lo que la reducción de la cobertura vegetal simplificaría esta estructura, lo que podría favorecer la dominancia de las especies oportunistas.

Para la estacionalidad, esperábamos que la riqueza de aves residentes y migratorias se comportara diferente entre sí y en las distintas áreas verdes, en los sitios menos urbanizados los cambios estacionales de la riqueza serían más evidentes en comparación con sitios más urbanizados. Nuestros resultados encontraron que la riqueza de aves residentes y migratorias se comporta de manera diferente en las áreas verdes de Mérida lo que concuerda con lo hallado en estudios realizados en otras ciudades (Leveau y Leveau, 2016; Leveau *et al.*, 2015; La Sorte *et al.*, 2014), que han encontrado que en entornos muy urbanizados la variación estacional de la riqueza de aves tiende a ser menos evidente en comparación a entornos menos urbanizados, promoviendo una homogeneización estacional de la comunidad de aves persistiendo sólo un reducido grupo de especies. La reducción del recambio de especies a lo largo del año puede estar relacionada con aumentos en la cobertura del pavimento o la presencia de edificaciones alrededor de las áreas urbanas (Leveau y Leveau, 2016) así como con un amortiguamiento en las condiciones ambientales específicas de los sitios durante las estaciones del año ocasionado por diferentes factores como las prácticas de manejo de las áreas verdes como el riego o la poda de la vegetación (Macías, 2017). Además de influir en las condiciones ambientales, el manejo de las áreas verdes puede cambiar la disponibilidad de alimento, sitios con riego constante proporcionarían a las aves alimentos regulares en forma de

invertebrados que se alimentan de las plantas y prosperan en las condiciones térmicas que proporciona la vegetación con suficiente riego (Pickett *et al.* 2016).

En algunos de nuestros sitios se registró un incremento de la riqueza de aves residentes durante el verano lo que coincide con parte de la temporada de reproducción. Se ha encontrado que la riqueza de aves residentes puede ser mayor durante esta temporada en comparación con el invierno (Aouissi *et al.*, 2017), probablemente porque durante la reproducción se incrementan los movimientos de dispersión local de las aves residentes en busca de lugares para anidar o conseguir alimento para las crías, permitiendo detectar una mayor cantidad de especies (Marzluff *et al.*, 2016). El cambio en la riqueza de aves residentes fue más evidente en los sitios menos urbanizados, a medida que el valor del índice de urbanización aumentó estos cambios se hicieron menos evidentes. Un ejemplo fue en Mapsa que tuvo un menor índice de urbanización y donde los cambios estacionales de la riqueza fueron más notorios, siendo prácticamente iguales entre años. Este sitio está ubicado en la zona sur de Mérida la cual tiene un menor desarrollo urbano que la zona norte de la ciudad (Iracheta y Bolio 2012) por lo que posee más parches de vegetación nativa que tienen el potencial de actuar como refugio contra factores urbanos (White *et al.* 2005) y poder permitir una mayor conectividad del sitio con estos parches de vegetación.

En el caso de las especies migratorias, la riqueza de aves presentó cambios estacionales independiente de la urbanización de los sitios siendo más evidentes durante la migración e invierno. durante la migración y el invierno estas aves pueden tener un uso de hábitat más flexible, condicionado principalmente por la abundancia y distribución del alimento (Leveau y Leveau, 2016; Diggs *et al.*, 2011). Se ha sugerido que, debido al manejo humano de las áreas verdes, la disponibilidad de alimentos en estos sitios puede ser constante y ocasionar desplazamientos de las aves migratorias a través de las áreas verdes aumentando su presencia en estos sitios (Loiselle y Blake, 1992), sobre todo en invierno donde el alimento puede ser escaso en áreas naturales (Evans, 2015). Esto es importante si consideramos que en Mérida y de manera general en la península de Yucatán la temporada de invierno corresponde a una temporada de sequía pre-estival (de primavera) (Márdero *et al.* 2012) donde la producción de alimento puede disminuir. Si bien, estos factores pueden influir en la presencia de las aves migratorias a lo largo de las estaciones, el uso de áreas verdes urbanas por estas especies durante su migración aún es un tema poco explorado.

CAPÍTULO V

5.1. CONCLUSIONES

Al inicio de este trabajo, la idea general fue el determinar cómo las aves se adaptan a los entornos urbanos, específicamente de la ciudad de Mérida. Con esto en mente, el objetivo de nuestro proyecto fue el determinar el efecto de la urbanización, la estacionalidad y la “relación especies-área-energía” sobre la comunidad de aves de diferentes áreas verdes urbanas. Se sabe que estos factores influyen sobre la riqueza de aves que podemos encontrar en un sitio. Sin embargo, no se ha estudiado a detalle su impacto en ciudades del Neotrópico. Para determinar cómo estas variables antes mencionadas afectaban la riqueza de aves, primero empezamos caracterizando la riqueza presente en los sitios. Yucatán alberga 445 especies de aves siendo 209 migratorias (MacKinnon, 2013) los datos obtenidos para nuestros sitios de estudio corresponden aproximadamente a un 44.2% de toda la avifauna de Yucatán. De las 197 especies encontradas, 121 corresponden a especies residentes, 55 migratorias, 16 especies de paso, 2 introducidas y 3 consideradas raras o accidentales.

Con base en los resultados del trabajo podemos señalar que, Mapsa fue el área verde urbana de Mérida que tiene el potencial de tener una mayor riqueza y diversidad de aves en comparación con el resto de sitios estudiados. Se encontró que existe un efecto de la urbanización sobre la avifauna residente de las áreas verdes de Mérida, ya que, la riqueza de aves tiende a reducirse conforme el índice de urbanización y el porcentaje de concreto de los sitios aumenta. Por el contrario, la cobertura vegetal probó ser una variable importante que influye positivamente en la riqueza de aves residentes en las áreas verdes de Mérida, promoviendo una mayor diversidad conforme el tamaño de la cobertura vegetal de los sitios es mayor, además de que la cobertura vegetal contribuye a una disminución en la abundancia de especies oportunistas lo que reduce la dominancia de estas especies en las áreas verdes. También encontramos la riqueza de aves residentes y migratorias se comporta de manera diferente producto de la estacionalidad en las áreas urbanas de Mérida y que estos cambios estacionales de las aves residentes son menos evidentes en los sitios más urbanizados, mientras que los cambios de las aves migratorias fueron independientes de la urbanización. Por último, encontramos que la “relación especies-área-energía” no es muy evidente en las áreas verdes de Mérida, sin embargo, parece existir una tendencia

entre los grupos de aves; las especies residentes responden más a los cambios en el área de los sitios y las migratorias a la energía disponible en los mismos a lo largo del año.

5.2. PERSPECTIVAS

Aunque encontramos relaciones entre las variables estudiadas y la riqueza de especies en las áreas verdes de Mérida, sabemos que aún existen muchos otros factores que deben ser tomados en cuenta y que pueden ayudarnos a entender mejor los procesos que determinan la presencia de especies dentro de los entornos urbanos de la región. Además, los factores ya evaluados pueden ser abordados de otra manera para poder responder mejor a las interrogantes planteadas en nuestro estudio u otras que puedan surgir producto del mismo. Por ejemplo, tenemos la cuestión de la energía, que si bien, es generalmente aceptado medirlo con índices de productividad vegetal, existen otras variables, como la productividad primaria neta (NPP), la heterogeneidad, la biomasa, etc... que igual pueden ser interpretadas como una medida de energía y ayudarnos a explicar mejor esta relación con la riqueza de especies. Tampoco debemos olvidar que la urbanización puede ser medida de muchas formas, incluyendo cuerpos de agua, contaminación lumínica, contaminación sonora, la polución por lo que entender el grado y el tipo urbanización que pueden tener un sitio puede ser más complicado de determinar.

Al estar hablando de entornos urbanos, estos pueden verse drásticamente alterados en un espacio de tiempo corto lo que conlleva a dinámicas aceleradas en las que todos los factores antes mencionados pueden ir variando en importancia y magnitud aún entre diferentes sitios de un mismo entorno urbano. Como un último punto, es necesario señalar que nuestro trabajo, al estar estrechamente relacionado con la ciudad adquiere un carácter social obligatorio y por el cual creemos que es importante difundirlo a diferentes niveles de nuestra comunidad, desde los cimientos más elementales como pueden ser pláticas de educación ambiental, participando con el desarrollo de políticas (como para la elaboración de protocolos para el manejo de parques urbanos) hasta difundir el potencial de las aves para llevar a cabo turismo ecológico de bajo impacto (como las observaciones de aves) y que puede servir para desarrollar una ciencia ciudadana más elaborada para Mérida, acercando más a la gente a problemáticas ecológicas que nos incumben a todos, ya que queramos o no, ocurren en nuestro propio hábitat, este ecosistema urbano en el que tanto humanos, como aves coexistimos.

BIBLIOGRAFIA

Almazán, C. y Hinterholzer A. (2010). Dinámica temporal de la avifauna en un parque urbano de la ciudad de Puebla, México. *Huitzil*, 11, 26-34.

Amaya, J. y Hostetler, M. (2019). The value of small forest fragments and urban tree canopy for Neotropical migrant birds during winter and migration seasons in Latin American countries: A systematic review. *Landscape and urban planning*, 190, 1-8.

Angel, S. *et al.* (2012). Atlas of urban expansion. Lincoln Institute of Land Policy, Cambridge, MA. pp. 500.

Angeoletto, F. *et al.* (2015). Ecología Urbana: la Ciencia Interdisciplinaria del Planeta Ciudad. *Desenvolvimento em Questão*, 13, 6-20.

Angueira, C. (2000). Uso de sensores remotos para la evaluación de los recursos naturales. *Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria*, 25, 1-3.

Aouissi, H. *et al.* (2017). Impact of greenspaces in city on avian species richness and abundance in Northern Africa. *Comptes Rendus Biologies*, 8, 394-400.

Archer, J. *et al.* (2019). A systematic review of forest bird occurrence in North American forest fragments and the built environment. *Landscape and urban planning*, 185, 1-23.

Ardila, D. y Cruz, L. (2014). Aspectos Ecológicos de las Aves Migratorias Néarticas en el Campus de la Universidad del Valle. *Bol. cent. mus. hist. nat.*, 18, 93-108.

Aronson, M. *et al.* (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proc. Biol. Sci*, 281, 1-8.

Avibase- the world bird database (2016). Avibase-Bird Checklists of the World: Yucatán Peninsula. [Online] Disponible en: <http://avibase.bscceoc.org>. [Acceso enero 2018].

Badii, M. y Landeros, H. (2007). Cuantificación de la fragmentación del paisaje y su relación con la sustentabilidad. *International Journal of Good Conscience*, 2, 26-38.

- Bannari, A. *et al.* (1995). A review of Vegetation Indices. *Remote Sensing Reviews*, 13, 95-120.
- Batary, P. *et al.* (2019). Non-linearities in bird responses across urbanization gradients: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 12, 3218–3221.
- Belloq, M. *et al.* (2017). Urbanization and Bird Communities: Spatial and Temporal Patterns Emerging from Southern South America, en: *Ecology and conservation of birds in urban environments*, en: Murgui, E. y Hedblom, M. (Eds), Springer International Publishing. pp. 35-54.
- Berget, C. (2006). Efecto del tamaño y de la cobertura vegetal de parques urbanos en la riqueza y diversidad de la avifauna de Bogotá, Colombia. *Gestión y ambiente*, 9, 45-60.
- Bino, G. *et al.* (2008). Accurate prediction of bird species richness patterns in an urban environment using Landsat-derived NDVI and spectral unmixing. *International Journal of Remote Sensing*, 29, 3675-3700.
- BirdLife International and NatureServe (2011). Bird species distribution maps of the world. BirdLife International, Cambridge, UK and NatureServe, Arlington, USA. (Species records). [Online] disponible en: <http://datazone.birdlife.org/species/search> [Acceso enero 2018].
- Bojorges, J. (2009). Amenazando la Biodiversidad: Urbanización y sus efectos en la avifauna. *Revista Ciencia y Mar*, 39, 61-65.
- Bonn, A. *et al.* (2004). Structure of the species-energy relationship. *Proc. R. Soc. Lond*, 271, 1685-1691.
- Bosse, M. *et al.* (2017). Recent natural selection causes adaptive evolution of an avian polygenic trait. *Science*, 358, 365-368.
- Bradley, C. y Altizer, S. (2006). Urbanization and the ecology of wildlife diseases. *Trends in Ecology and Evolution*, 22, 95-102.
- Bradley, R. *et al.* (1994). Measuring phenological variability from satellite imagery. *Journal of vegetation Science*, 5, 703-714.

Bricklin, R. *et al.* (2016). Foraging birds during migratory stopovers in the New York metropolitan area: Associations with native and non-native plants. *Urban Naturalist*, 11, 1-16.

Bridge, E. *et al.* (2015). Do molt-migrant songbirds optimize migration routes based on primary productivity?. *Behavioral Ecology*, 27, 784-792.

Carbó, P. y Zuria, I. (2011). The value of small urban green spaces for birds in a Mexican City. *Landscape and urban Planning*, 100, 213-222.

Carigan, V. y Villard, M. (2002). Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental monitoring and assessment*, 1, 45-61.

Carrara, R. y Vázquez, D. (2010). The species-energy theory: a role for energy variability. *Ecography*, 33, 942-948.

Carreiro, M. *et al.* (1999). Variation in quality and decomposability of red oak leaf litter along an urban-rural gradient. *Biology and Fertility of soils*, 30, 258-268.

Carvacho, L. y Sánchez, M. (2010). Comparación de índices de vegetación a partir de imágenes MODIS en la región de Libertador Bernardo O'Higgins, Chile, en el período 2001-2005. [Online] Disponible en: <https://idus.us.es/xmlui/handle/11441/66614>. [Acceso enero 2018].

Caula, S. *et al.* (2008). Seasonal variation in species composition of an urban bird community in Mediterranean France. *Landscape and Urban Planning*. 87, 1-9.

Chablé, J. y Pasos, R. (2010). Aves, en: *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán*. Durán R. y M. Méndez (Eds), CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA. pp. 496.

Chace, J. y Walsh, J. (2006). Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, 74, 46-79.

Chamberlain, D. *et al.* (2007). Determinants of bird species richness in public green spaces. *Bird Study*, 1, 87-97.

Chao, A. *et al.* (2018). A Quick Introduction to iNEXT via Examples. Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/iNEXT/vignettes/Introduction.html> [Acceso marzo 2019].

Chao, A. *et al.* (2004). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84, 45-67.

Charre, G. *et al.* (2013). Relationship between habitat traits and bird diversity and composition in selected urban green areas of Mexico City. *Ornitología Neotropical*, 24, 275-293.

Chase, J. y Leibold, M. (2002). Spatial scale dictates the productivity-biodiversity relationship. *Nature*, 6879, 427-430.

Chávez, C. (2014). Relación entre la avifauna, la vegetación y las construcciones en plazas y parques de la Ciudad de Valdivia. Universidad Austral de Chile. pp. 45.

Cortés, G. *et al.* (2012). Biogeographical patterns of the Yucatan Peninsula Birds. *Rev. Mex. Biodiv*, 83, 530-542.

Coyle, J. *et al.* (2013). Opposing Mechanism Drive Richness Patterns of Core and Transient Bird Species. *The American Naturalist*, 181, 83-90.

Crooks, K. *et al.* (2003). Avian assemblages along a gradient of urbanization in highly fragmented landscape. *Biological Conservation*, 115, 451-462.

Davis, R. *et al.* (2013). Impacts of urbanization on the native avifauna of Perth, Western Australia. *Urban Ecosystem*, 16, 427-452.

Deppe, J. y Rotenberry, J. (2005). Temporal patterns in fall migrant communities in Yucatan, Mexico. *The condor*, 107, 228-243.

Díaz, J. (2015). Estudio de Índices de vegetación a partir de imágenes aéreas tomadas desde la UAS/RPAS y aplicaciones de estos a la agricultura de precisión. Universidad Complutense de Madrid. pp. 78.

Diggs, N. *et al.* (2011). Resource limitation drives patterns of habitat occupancy during the nonbreeding season for an omnivorous songbird. *The condor*, 113, 646-654.

Dowd, C. (1992). Effects of development on bird species composition of two urban forested wetlands in Staten Island, New York. *J. Field Ornithology*, 63, 455-461.

Enríquez, P. (2015). *Neotropical Owls: Diversity and Conservation*. Chiapas México. Springer. pp. 670.

ESRI 2018. *ArcGIS Desktop: Release 10*. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

Evans, B. (2015). *The Ecology of Birds in the Urban Landscape: Avian Community composition, dispersal and survival across the Rural-to-Urban Gradient in Washington D.C.* University of North Carolina at Chapel Hill Graduate School. pp.104.

Evans, K. (2005). Dissecting the species-energy relationship. *Proc. R. Soc. B.*, 275, 2155-2163.

Faeth, S. *et al.* (2011). Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223, 69-81.

Faggi, A. y Perepelizin, P. (2006). Riqueza de aves a lo largo de un gradiente de urbanización en la ciudad de Buenos Aires. *Rev. Mus. Argentino Ciencias. Naturales.*, 2, 289-297.

Gaitán, J. *et al.* (2015). Tendencia del NDVI en el período 2000-2014 como indicador de la degradación de tierras en Argentina: ventajas y limitaciones. *AgriScientia*, 32, 83-93.

García, C. (2000). Un diagnóstico de los niveles de consolidación de vivienda en la periferia de Mérida. *Cuadernos Arquitectura de Yucatán* 13, Facultad de Arquitectura, Universidad Autónoma de Yucatán. pp. 19-29.

Germaine, S. y Wakeling, B. (2001). Lizard species distributions and habitat occupation along an urban gradient in Tucson, Arizona, USA. *Biol. Conserve.*, 97, 229-237.

Gerstmann, C. (2010). Description of space-time variability of the potential productivity of

Acacia caven based on MODIS images and the Enhanced Vegetation Index (EVI). *Ciencia e Investigación Agraria*, 37, 63-73.

Girolimetto, D. *et al.* (2011). Influencia de la resolución espacial de los diagramas NDVI-T_s en el cálculo de la fracción evaporable. *Tecnología y Ciencias del Agua, antes Ingeniería hidráulica en México*, 3, 21-33.

Goetz, S. *et al.* (2014). The relative importance of climate and vegetation properties on patterns of North American breeding bird species richness. *Environ. Res. Lett.*, 9, 1-18.

Gómez, C. *et al.* (2010). Avances en la Investigación sobre aves migratorias Neárticas – Neotropicales en Colombia y retos para el futuro: trabajos del III Congreso de Ornitología Colombiana. *Ornitología Colombiana*, 11, 3-13.

González, *et al.* (2007). Caracterización ecológica de la avifauna de los parques urbanos de la Ciudad de Puebla (México). *Ardeola*, 54, 53-67.

Goswami, S. *et al.* (2015). Relationships of NDVI, biomass and leaf area index (LAI) for six key plants species in Barrow, Alaska. *PeerJ Prints*, 3, 1-15.

Grimm, N. *et al.* (2008). Global Change and the Ecology of Cities. *Science*, 318, 756-760.

Hager, S. *et al.* (2008). Bird density and mortality at windows. *The Wilson Journal of Ornithology*, 120, 550-564.

Hernández, H. (2011). Percepción remota, en: Manejo y conservación de recursos naturales, Hernández, H. (Ed). Editorial Universitaria Santiago. pp. 537-543.

Hostetler, J. *et al.* (2015) Full-annual-cycle population models for migratory birds. *The Auk*, 132, 433-449.

Huete, A. *et al.* (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing Environment*, 83, 195-213.

Hurlbert, A. (2004). Species-energy relationships and habitat complexity in bird communities. *Ecology letters*, 7, 714-720.

Hurlbert, A. y Haskell, J. (2003). The Effect of Energy and Seasonality on Avian Species Richness and Community Composition. *The American Naturalist*, 161, 83-97.

Hurlbert, A. y Jetz, W. (2010). More than “more individuals”: The nonequivalence of area and energy in the scaling of species richness. *The American Naturalist*, 176, 50-65.

INEGI (2010). Censo de Población y Vivienda 2010. Principales resultados por AGEB y manzana urbana. Disponible en: <https://datos.gob.mx/busca/dataset/censo-de-poblacion-y-vivienda-2010-principales-resultados-por-ageb-y-manzana-urbana>. [Acceso marzo, 2019].

Instituto Nacional de Estadística y Censos (Inec). (2017). Índice de Urbanización: metodología para la clasificación de distritos según grado de urbanización. Disponible en: <http://www.inec.go.cr/sites/default/files/documentosbibliotecavirtual/mepoblacvurbanizacio n2017.pdf> [Acceso marzo, 2019].

Iracheta, A. y Bolio, J. (2012). Mérida Metropolitana, Propuesta Integral de Desarrollo. 1ª Edición. FPEYucatán, A.C. pp. 193.

Islebe, G. *et al.* (2015). Biodiversity and Conservation of the Yucatan Peninsula. Editorial Springer. pp. 401.

Jokimäki *et al.* (2014). The importance of wooded urban green areas for breeding birds: a case study from Northern Finland, en: *Avian Urban Ecology*. Gil D. y Brumm, H. (eds). Oxford University Press. pp. 201-213.

Jokimäki, J. y Huhta, E. (2000). Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. *Condor*, 102, 838-847.

Jokimäki, J. y Suhonen, J. (1997). Distribution and habitat selection of wintering birds in urban environments. *Landscape and Urban Planning*, 39, 253-263.

Kerr, J. y Ostrovsky, M. (2003). From space to species: ecological applications for remote sensing. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 6, 299-305.

Khandelwal, S. y Goyal, R. (2010). Effect of vegetation and urbanization over land surface temperature: Case Study of Jaipur city. Malaviya National Institute of Technology Jaipur, Jaipur, India.

Khera, N. *et al.* (2009). Interrelationship of birds and habitat features in urban greenspaces in Delhi, India. *Urban Forestry and Urban Greening*, 8, 187-196.

La Sorte, F. *et al.* (2014.). Spring phenology of ecological productivity contributes to the use of looped migration strategies by birds. *Proc. R. Soc. B.*, 281, 1-9.

Laiolo, P. y Arroyo, A. (2011). La fragmentación del hábitat como determinante de la diferenciación de los sistemas de comunicación animal. *Ecosistemas*, 20, 46-53.

Lee, S. y Kang, H. (2019). Seasonal fluctuations and changing characteristics of a temperate zone wetland bird community. *Journal of Ecology and Environment*, 43, 1-13.

Lepczyk, C. *et al.* (2017). Biodiversity in the city: Fundamental Questions for understanding the Ecology of Urban green spaces for Biodiversity Conservation. *BioScience*, 67, 799-807.

Leveau, L. (2013). Relaciones aves-hábitat en el sector suburbano de Mar de Plata, Argentina. *Ornitología Neotropical*, 24, 201-2012.

Leveau, L. *et al.* (2018). Predicting the seasonal dynamics of bird communities along an urban-rural gradient using NDVI. *Landscape and urban planning*, 117, 103-113.

Leveau, L. *et al.* (2015). Urbanization and the temporal homogenization of bird communities: a case study in central Argentina. *Urban Ecosystem*, 18, 1461-1476.

Leveau, L. y Leveau, C. (2016). Does urbanization affect the seasonal dynamics of bird communities in urban parks?. *Urban Ecosystem*, 19, 631-647.

Leveau, L. y Levelau, C. (2004). Comunidades de aves de un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *Hornero*, 19, 13-21.

Ligorred, J. y Ordaz, M. (2006). Plan Estratégico del Parque Arqueo-ecológico de Xoclán (PEPAX). Universidad Autónoma de Yucatán y Cuerpo Académico "Conservación del Patrimonio" PIFI. pp. 23.

Litteral, J. y Shochat, E. (2017). The role of Landscape-scale factors in shaping urban bird communities, en: Murgui, E. y Hedblom, M. (Eds) Ecology and conservation of birds in urban environments. Cham, Switzerland, (Springer International Publishing). pp. 135-159.

Litteral, J. y Wu, J. (2012). Urban landscape matrix affects avian diversity in remnant vegetation fragments: evidence from the Phoenix metropolitan region, USA. *Urban Ecosystem*, 15, 939-959.

Loiselle, B. (1998). Bird abundance and seasonality in a Costa Rican lowland forest canopy. *The Condor*, 90, 761-772.

Loiselle, B. y Blake, J. (1992). Population variation in a tropical bird community: implications for conservation. *BioScience*, 42, 838-845.

López, I. (2008). Arbolado urbano en Mérida, Yucatán y su relación con aspectos socioeconómicos, culturales y de la estructura urbana de la Ciudad. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida. pp. 161.

López, R y Ramírez L. (2014). Crecimiento urbano y cambio social: escenarios de transformación de la zona metropolitana de Mérida. Universidad Nacional Autónoma de México pp. 476.

Lord, J. y Norton, D. (1990). Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology*, 2, 197-202.

Lorenzón, R. (2016). Habitat heterogeneity drives bird species richness, nestedness and habitat selection by individual species in fluvial wetlands of the Paraná River, Argentina. *Austral Ecology*, 41, 829-841.

MacArthur, R. y Wilson, E. (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University. pp. 203.

MacGregor, I. *et al.* (2009). Non-exotic invasion of Great-tailed Grackles *Quiscalus mexicanus* in a tropical dry forest reserve. *Ardea*. 97, 367-369.

MacGregor, I. y Ortega R., (2013). Ecología urbana: experiencias en América Latina. Instituto de Ecología, A. C. pp. 130.

Macías, C. (2017). Becoming citizens: Avian adaptations to urban life. Ecology and conservation of birds in urban environments, en: Ecology and conservation of birds in urban environments. Springer. pp. 525.

MacKinnon, B. (2013). Sal a pajarear Yucatán (Guía de aves). Editorial La vaca independiente. pp. 287.

Márdero, S. *et al.* (2012). Sequías en el sur de la Península de Yucatán: análisis de la variabilidad anual y estacional de la precipitación. Investigaciones Geográficas, 78, 19-33.

Martin, P. y Bonier, F. (2018). Species interactions limit the occurrence of urban-adapted bird in cities. PNAS, 115, 11495-111504.

Marzluff, J. *et al.* (2001). Avian ecology and conservation in an urbanizing world. Kluwer Academic Publishers, Massachusetts. USA. pp.16.

Marzluff, J. *et al.* (2016). Breeding dispersal by birds in a dynamic urban ecosystem. PLoS ONE, 12, 1-20.

Mason, J. *et al.* (2007). Designing suburban greenways to provide habitat for forest-breeding birds. Landscape and Urban Planning, 80, 153-164.

Matsushita, B. *et al.* (2007). Sensitivity of the Enhanced Vegetation Index (EVI) and Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to Topographic Effects: A Case Study in High-Density Cypress Forest. Sensors, 7, .2636-2651.

McDonnell, M. y Haahs, A. (2015). Adaptation and adaptedness of organisms to urban environments. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 46, 261–280.

McFarland, T. y Van Riper, C. (2013). Use of Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) habitat models to predict breeding birds on the San Pedro River, Arizona: U.S. Geological Survey Open-File Report 2013–1100. pp.42.

McIntyre N. y Hostetler M. (2001). Effects of urban land use on pollinator (Hymenoptera: Apoidea) communities in a desert metropolis. *Basic and Applied Ecology*, 2, 209-218.

McMahon, B. *et al.* (2008). The influence of habitat heterogeneity on bird diversity in Irish farmland. *Biology and environment: Proceedings of the Royal Irish academy*, 1, 1-8.

McWilliams, S. y Karasov, W. (2004). Migration takes guts. Digestive physiology of migratory birds and its ecological significance. En: *Birds of two worlds*, Marra, P. y Greenberg, R. (eds). Smithsonian Inst. Press, Washington, D.C. pp. 67-78.

Meneses, C. (2011). El índice normalizado diferencial de la vegetación como indicador de la degradación del bosque. *Unasylva*, 62, 39-46.

Moll, R. *et al.* (2019). What does urbanization actually mean? a review and framework for urban metrics in wildlife research. *Journal of Applied Ecology*, 56, 1289-1300.

Morelli, F. *et al.* (2018). Escape behaviour of birds in urban parks and cemeteries across Europe: Evidence of behavioural adaptation to human activity. *Science of the Total Environment*, 632, 803-810.

Morey, P. *et al.* (2007). Spatial and temporal variation in the diet of coyotes in the Chicago metropolitan area. *American Midland Naturalist*. 158, 147-161.

Mörtberg, U. (2001). Resident bird species in urban forest remnants; landscape and habitat perspectives. *Landscape Ecology*, 16, 193-203.

Mróz, M. y Sobieraj, A. (2004). Comparison of several vegetation indices calculated on the basis of seasonal spot xs time series, and their suitability for land cover and agricultural crop identification. *Technical Sciences*, 7, 39-66.

Mullu, D. (2016). A Review on the Effect of Habitat Fragmentation on Ecosystem. *Journal of Natural Sciences Research*, 15, 1-15.

Murgui, E. y Hedblom, M. (2017). *Ecology and conservation of birds in urban environments*. Springer International Publishing. pp. 525.

- Mutanga, O. *et al.* (2016). Progress in remote sensing: vegetation monitoring in South Africa. *South African Geographical Journal*, 98, 461-471.
- Navarro, A. *et al.* (2013). Biodiversidad de aves en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 476-495.
- Nichol, J. y Lee, C. (2005). Urban vegetation monitoring in Hong Kong using high-resolution multispectral images. *International journal of remote sensing*, 5, 903-918.
- Nieto, S. *et al.* (2015). Can temporal and spatial NDVI predict bird-species richness?. *Global Ecology and Conservation*, 3, 729-735.
- Ocampo, N. (2010). El Fenómeno de la Migración en aves: una mirada desde la Orinoquia. *Orinoquia*, 14, 188-200.
- Odi, M. *et al.* (2010). Limitaciones en la estimación de variables biofísicas en cultivos usando índices de vegetación espectrales: efecto de la densidad de follaje. *Agrociencia*, 44, 807-819.
- Oltra, R. *et al.* (2010) Estudio del crecimiento urbano, de la estructura de la vegetación y de la temperatura de la superficie del Gran San Miguel de Tucumán, Argentina. *Revista de Teledetección*, 34, 69-76.
- Ortega, R y MacGregor, I. (2011). Spreading the word: The Ecology of Urban Birds outside the United States, Canada and Western Europe. *The AUK*, 128, 415-418.
- Ortega, R. y MacGregor, I. (2008). Living in the big city: Effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and urban planning*, 90, 189-195.
- Osorio, J. (2012). Aves migratorias Neotropicales en parques y jardines de Bogotá: 1945-2005. *Revista nodo*, 6, 67-82.
- Panagopoulos, T. *et al.* (2016). Urban planning with respect to environmental quality and human well-being. *Environmental Pollution*, 208, 137-144.

Partridge, D. y Clark, J. (2018). Urban green roofs provide habitat for migrating and breeding birds and their arthropod prey. *Plos one*, 13, 1-23.

Parviainen, M. *et al.* (2010). NDVI-based productivity and heterogeneity as indicators of plant-species richness in boreal landscapes. *Boreal Environment Research*, 15, 301-318.

Peris, S. y Montelongo, T. (2014). Birds and small urban parks: a study in a high plateau city. *Turkish Journal of Zoology*, 38, 316-325.

Pettorelli, N. *et al.* (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 20, 504-510.

Phillips, L. *et al.* (2010). Applying species-energy theory to conservation: a case study for North American birds. *Ecological Applications*, 20, 2007-2023.

Pickett, S. *et al.* (2016). Evolution and future of urban ecological science: ecology in, of and for the city. *Ecosystem Health and Sustainability*, 2, 1-16.

Pineda, R. *et al.* (2013). Detección de aves exóticas en parques urbanos del centro de México. *Huitzil*, 1, 56-67.

Przybylska, K. *et al.* (2012). Local and landscape-level factors affecting the density and distribution of the feral pigeon *Columba livia* var. *domestica* in an urban environment. *Acta Ornithol.* 47, 37-45.

Rappole, J. *et al.* (2003). Winter vs Breeding-habitat limitation for an endangered avian migrant. *Ecological applications*, 13, 735-742.

Reyes, A. *et al.* (2015). Implicaciones del filtrado de la calidad el índice de vegetación EVI para el seguimiento funcional de ecosistemas. *Revista de teledetección*, 43, 11-29.

Rivera, H. (2006). Composición y estructura de una comunidad de aves en un área suburbana en el suroccidente colombiano. *Ornitología Colombiana*, 4, 28-38.

Rodríguez, R. *et al.* (2016). Impacto de las actividades humanas en la biodiversidad y en los ecosistemas, en: Una mirada al conocimiento de los ecosistemas en México, Balvanera, P. *et al.* (Eds). ECORED, pp. 57-86.

Romero, H. *et al.* (2001). Ecología urbana y gestión ambiental sustentable las ciudades intermedias chilenas. *Ambiente y Desarrollo*, 17, 45-51.

RStudio Team (2015). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA. Disponible en: <http://www.rstudio.com/> [Acceso enero 2018].

Santiago, D. y Delgado, C. (2017). Warning! Urban threats for birds in Latin America, en: *Avian Ecology in Latin America Cityscape*, MacGregor I., Escobar, J. (ed). Springer International Publishing. pp. 125-142.

Santin, H. *et al.* (2009). Assessing the performance of NDVI as a proxy for plant biomass using non-linear models: a case study on the Kerguelen archipelago. *Polar Biology*, 32, 861-871.

Santos, C. *et al.* (2017). Seasonality of Vegetation Indices in different land uses in the São Francisco Valley. *Journal of Hyperspectral Remote Sensing*, 7, 158-167.

Santos, T. y Tellería J. (1997). Efectos de la fragmentación sobre las aves insectívoras forestales de dos localidades europeas. *Ardeola*, 1, 113-117.

Sapena, M. y Ruiz, L. (2015). Descripción y cálculo de índices de fragmentación urbana: Herramienta *IndiFrag*. *Revista de Teledetección*, 43, 77-89.

Savard, J. *et al.* (2000). Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, 48, 131-142.

Seewagen, C. *et al.* (2010). Passerine migrant stopover duration and spatial behavior at an urban stopover site. *Acta Oecologica*, 36, 484-492.

Seress, G. y Liker, A. (2015). Habitat Urbanization and its effects on Birds. *Act. Zool. Aca. Scien. Hun*, 61, 373-408.

Shapiro, A. (2002). The Californian butterfly fauna is dependent on alien plants. *Diversity and Distributions*, 8, 31-40.

Shiu, H. y Lee, P. (2003). Seasonal variation in bird species richness along elevational gradients in Taiwan. *Acta zoológica taiwanica*, 1, 1-21.

Shwartz, A. *et al.* (2007). How do habitat variability and management regime shape the spatial heterogeneity of birds within a large Mediterranean urban park?. *Landscape and urban planning*, 84, 219-229.

Sisk, T. y Battin, J. (2002). Habitat edges and avian ecology: geographic patterns and insights for western landscapes. *Studies in Avian Biology*, 25, 30-48.

Small, M. (2012). A comparison of white-winged dove *Zenaida asiatica* densities estimated during morning and evening surveys. *Journal of Fish and Wildlife Management*, 3, 158-163.

Soria, J. y Granados, R. (2005). Relación entre los índices de vegetación obtenidos de los sensores AVHRR del satélite NOAA y TM de Landsat. *Ciencia Ergo Sum*. 12, 167-174.

Storch, D. *et al.* (2005). The species-area-energy relationship. *Ecology letters*, 8, 487-492.

Sun, J. *et al.* (2011). NDVI indicated characteristics of vegetation cover change in China's metropolies over the last three decades. *Environ Monit Assess*, 179, 1-14.

Tessel, S. *et al.* (2016) "species-area-relationships", en: *Oxford Bibliographies in Ecology*, Gibson, D. (ed). Oxford University Press. New York. pp. 1-23.

Tryjanowski, P. *et al.* (2015). Winter bird assemblages in rural and urban environments: A national Survey. *PLoS ONE*, 6, 1-25.

Velásquez, P. (2017). Caracterización de la Estructura del paisaje y su estado de conservación en las cuencas de Cabecera de Medellín. Artículo de Investigación para la especialización en Sistemas de Información Geográfica. Facultad de Ingenierías, Universidad de San Buenaventura. Colombia. pp. 32.

Wang, J. (2004). Relations between NDVI and tree productivity in the central Great Plains. *International Journal of Remote Sensing*, 25, 3127-3138.

Wang, Z. *et al.* (2016). Assessment of Spatio-Temporal Vegetation Productivity Pattern Based on MODIS-NDVI and Geo-Correlation Analysis. *GRMSE*, 569, 673-681.

Wang, Z. *et al.* (2017). Saturation correction for Nighttime lights data base on the relative NDVI. *Remote Sensing*, 7, 759-763.

Weston, E. *et al.* (2013). When do young birds disperse? Tests from studies of golden eagles in Scotland. *BK Ecology*, 13, 1-12.

White, J. *et al.* (2005). Non-uniform bird assemblages in urban environments: the influence of streetscape vegetation. *Landscape and Urban Planning*, 71, 123-135.

Wright, D. (1983). Species-Energy Theory: An Extension of Species-Area Theory. *OIKOS*, 46, 496-506.

Zuria, I. *et al.* (2012). La ecología urbana aplicada al estudio de las aves. *Herreriana*, 1. 3-6.

ANEXOS**1: Listado de plantas más del Acuaparque de Vergel.**

Familia	Especie	Forma de vida
Fabaceae	<i>Albizia lebbbeck</i>	Árbol
Simaroubaceae	<i>Alvaradoa amorphoides</i>	Árbol
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea buttiana</i>	Arbusto
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	Árbol
Apocynaceae	<i>Cascabela thevetia</i>	Arbusto
Urticaceae	<i>Cecropia peltata</i>	Árbol
Malvaceae	<i>Ceiba schottii</i>	Árbol
Arecaceae	<i>Coccothrinax readii</i>	Palma
Boraginaceae	<i>Cordia dodecandra</i>	Árbol
Fabaceae	<i>Delonix regia</i>	Árbol
Boraginaceae	<i>Ehretia tinifolia</i>	Árbol
Fabaceae	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	Árbol
Moraceae	<i>Ficus cotinifolia</i>	Árbol
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Árbol
Fabaceae	<i>Leucaena leucocephala</i>	Árbol
Leguminosae	<i>Lonchocarpus punctatus</i>	Árbol
Moringaceae	<i>Moringa oleifera</i>	Árbol
Muntingiaceae	<i>Muntingia calabura</i>	Arbusto
Nyctaginaceae	<i>Neea psychotrioides</i>	Arbusto
Fabaceae	<i>Piscidia piscipula</i>	Árbol
Mimosaceae	<i>Pithecellobium dulce</i>	Árbol
Arecaceae	<i>Roystonea regia</i>	Palma
Fabaceae	<i>Samanea saman</i>	Árbol
	<i>Saval sp.</i>	
Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i>	Árbol
Arecaceae	<i>Thrinax radiata</i>	Palma

2: Listado de plantas del Fraccionamiento del parque.

Familia	Especie	Forma de vida
Fabaceae	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	Árbol
Fabaceae	<i>Acacia gaumeri</i>	Árbol
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	Árbol
Apocynaceae	<i>Cascabela thevetia</i>	Arbusto
Urticaceae	<i>Cecropia peltata</i>	Árbol
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i>	Árbol
Boraginaceae	<i>Cordia dodecandra</i>	Árbol
Fabaceae	<i>Delonix regia</i>	Árbol
Fabaceae	<i>Leucaena leucocephala</i>	Árbol
Leguminosae	<i>Lonchocarpus punctatus</i>	Árbol
Moringaceae	<i>Moringa oleifera</i>	Árbol
Fabaceae	<i>Piscidia piscipula</i>	Árbol
Fabaceae	<i>Piscidia piscipula</i>	Árbol
Mimosaceae	<i>Pithecellobium dulce</i>	Árbol
Apocynaceae	<i>Plumeria obtusa</i>	Árbol
Fabaceae	<i>Samanea saman</i>	Árbol
Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i>	Árbol
Bignoniaceae	<i>Tecoma stans</i>	Arbusto

3: Listado de plantas del Jardín Botánico.

Familia	Especie	Forma de vida
Rubiaceae	<i>Alseis yucatanensis</i>	Árbol
Annonaceae	<i>Annona squamosa</i>	Árbol
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i>	Árbol
Arecaceae	<i>Attalea cohune</i>	Árbol
Palmae	<i>Bactris balanoidea</i>	Palma
Arecaceae	<i>Bactris mexicana</i>	Palma
Fabaceae	<i>Bauhinia divaricata</i>	Arbusto
Leguminosae	<i>Bauhinia jenningsii</i>	Arbusto
Nolinaceae	<i>Beaucarnea pliabilis</i>	Hierba
Begoniaceae	<i>Begonia sericoneura</i>	Hierba
Theophrastaceae	<i>Bonellia flammea</i>	Arbusto
Boraginaceae	<i>Bourreria pulchra</i>	Árbol
Boraginaceae	<i>Bourreria purpusii</i>	Arbusto
Acanthaceae	<i>Bravaisia berlandieriana</i>	Arbusto

Bromeliaceae	<i>Bromelia pinguin</i>	Hierba perene
Malpighiaceae	<i>Bunchosia swartziana</i>	Arbusto
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	Árbol
Leguminosae	<i>Caesalpinia gaumeri</i>	Árbol
Leguminosae	<i>Caesalpinia mollis</i>	Árbol
Leguminosae	<i>Caesalpinia yucatanensis</i>	Árbol
Apocynaceae	<i>Cascabela gaumeri</i>	Arbusto
Malvaceae	<i>Ceiba aesculifolia</i>	Árbol
Malvaceae	<i>Ceiba pentandra</i>	Árbol
Arecaceae	<i>Chamaedorea oblongata</i>	Palma
Arecaceae	<i>Chamaedorea seifrizii</i>	Arbusto
Rubiaceae	<i>Chioccoca alba</i>	Arbusto
Clusiaceae	<i>Clusia flava</i>	Arbusto
Polygonaceae	<i>Coccoloba spicata</i>	Árbol
Palmae	<i>Coccothrinax readii</i>	Palma
Boraginaceae	<i>Cordia dodecandra</i>	Árbol
Euphorbiaceae	<i>Croton reflexifolius</i>	Arbusto
Arecaceae	<i>Cryosophila stauracantha</i>	Árbol
Apiaceae	<i>Dendropanax arboreus</i>	Árbol
Arecaceae	<i>Desmoncus orthacanthos</i>	Trepadora
Dioscoreaceae	<i>Dioscorea composita</i>	
Ebenaceae	<i>Diospyros anisandra</i>	Árbol
Dracaenaceae	<i>Dracaena americana</i>	Árbol
Leguminosae	<i>Ebenopsis ebano</i>	Ábol
Boraginaceae	<i>Ehretia tinifolia</i>	Arbusto
Leguminosae	<i>Erythrina standleyana</i>	Árbol
Arecaceae	<i>Gaussia gomez-pompae</i>	Palma
Polygonaceae	<i>Gymnopodium floribundum</i>	Árbol
Leguminosae	<i>Haematoxylum campechianum</i>	Árbol
Malvaceae	<i>Hampea trilobata</i>	Arbusto
Leguminosae	<i>Havardia albicans</i>	Árbol
Menispermaceae	<i>Hyperbaena winzerlingii</i>	Árbol
Caryaceae	<i>Jacaratia mexicana</i>	Ábol
Combrelaceae	<i>Laguncularia racemosa</i>	Arbusto
Leguminosae	<i>Lonchocarpus punctatus</i>	Árbol
Fabaceae	<i>Lysiloma latisiliquum</i>	Árbol
Rubiaceae	<i>Machaonia lindeniana</i>	Árbol
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i>	Árbol
Sapotaceae	<i>Manilkara zapota</i>	Árbol

Malvaceae	<i>Malvaviscus arboreus</i>	Arbusto
Orchidaceae	<i>Myrmecophila christinae</i>	Epífita
Lauraceae	<i>Nectandra coriacea</i>	Árbol
Polygonaceae	<i>Neomillspaughia emarginata</i>	Arbusto
Piperaceae	<i>Piper amalago</i>	Arbusto
Nyctadinaceae	<i>Pisonia aculeata</i>	Bejuco
Apocynaceae	<i>Plumeria obtusa</i>	Arbusto
Asteraceae	<i>Porophyllum punctatum</i>	Arbusto
Burseraceae	<i>Protium copal</i>	Árbol
Arecaceae	<i>Pseudophoenix sargentii</i>	Arbusto
Capparaceae	<i>Quadrella incana</i>	Arbusto
Rubiaceae	<i>Randia obcordata</i>	Arbusto
Rhamnaceae	<i>Rhamnus humboldtiana</i>	Árbol
Arecaceae	<i>Roystonea dunlapiana</i>	Palma
Arecaceae	<i>Roystonea regia</i>	Árbol
Arecaceae	<i>Sabal gretheriae</i>	Palma
Palmae	<i>Sabal mexicana</i>	Palma
Sapotaceae	<i>Sideroxylons foetidissimum</i>	Árbol
Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i>	Árbol
Anacardiaceae	<i>Spondias radlkoferi</i>	Árbol
Leguminosae	<i>Swartzia cubensis</i>	Árbol
Meliaceae	<i>Swietenia macrophylla</i>	Árbol
Bignoniaceae	<i>Tabebuia chrysantha</i>	Árbol
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana amygdalifolia</i>	Árbol
Arecaceae	<i>Thrinax radiata</i>	Arbusto
Bromeliaceae	<i>Tillandsia dasyliriifolia</i>	Epífita
Commelinaceae	<i>Tradescantia zebrina</i>	Hierba

4: Listado de plantas del Parque Ecológico Kai Luum.

Familia	Especie	Forma de vida
Amaranthaceae	<i>Achyranthes aspera</i>	Hierba perene
Arecaceae	<i>Acrocomia aculeata</i>	Árbol
Fabaceae	<i>Albizia lebeck</i>	Árbol
Amaranthaceae	<i>Amaranthus palmeri</i>	Hierba anual
Bixaceae	<i>Amoreuxia palmatifida</i>	Hierba anual
Euphorbiaceae	<i>Astraea lobata</i>	Hierba anual
Meliaceae	<i>Azadirachta indica</i>	Árbol

Asteraceae	<i>Bidens ocymifolia</i>	Hierba anual
Hierba	<i>Bidens sp.</i>	Hierba anual
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea sp.</i>	Arbusto
Fabaceae	<i>Caesalpinia pulcherrima</i>	Arbusto
Apocynaceae	<i>Calotropis procera</i>	Arbusto
Caricaceae	<i>Carica papaya</i>	Hierba bianual
Apocynaceae	<i>Cascabela thevetia</i>	Arbusto
Malvaceae	<i>Ceiba pentandra</i>	Árbol
Vitaceae	<i>Cissus verticillata</i>	Hierba perene
Cochlospermaceae	<i>Cochlospermum vitifolium</i>	Arbusto
Malvaceae	<i>Corchorus aestuans</i>	Hierba anual
Boraginaceae	<i>Cordia dodecandra</i>	Árbol
Capparaceae	<i>Crataeva tapia</i>	Árbol
Asteraceae	<i>Cyanthillium cinereum</i>	Hierba anual
Fabaceae	<i>Delonix regia</i>	Árbol
Ebenaceae	<i>Diospyros tetrasperma</i>	Arbusto
Asteraceae	<i>Eclipta prostrata</i>	Hierba anual
Fabaceae	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	Árbol
Moraceae	<i>Ficus benjamina</i>	Árbol
Apocynaceae	<i>Gonolobus barbatus</i>	Hierba anual
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Árbol
Convolvulaceae	<i>Ipomoea carnea</i>	Arbusto
Convolvulaceae	<i>Ipomoea cordatotriloba</i>	Hierba anual
Fabaceae	<i>Leucaena leucocephala</i>	Arbusto
Onagraceae	<i>Ludwigia octovalvis</i>	Hierba anual
Cucurbitaceae	<i>Luffa cylindrica</i>	Hierba anual
Sapindaceae	<i>Melicoccus bijugatus</i>	Árbol
Convolvulaceae	<i>Merremia umbellata</i>	Hierba anual
Cucurbitaceae	<i>Momordica charantia</i>	Hierba anual
Moringaceae	<i>Moringa oleifera</i>	Árbol
Muntingiaceae	<i>Muntingia calabura</i>	Arbusto
Nyctaginaceae	<i>Neea psycotriodes</i>	Arbusto
Asteraceae	<i>Parthenium hysterophorus</i>	Hierba anual
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus amarus</i>	Hierba anual
Asteraceae	<i>Pluchea carolinensis</i>	Arbusto
Apocynaceae	<i>Plumeria rubra</i>	Árbol
Myrtaceae	<i>Punica granatum</i>	Arbusto
Euphorbiaceae	<i>Ricinus communis</i>	Arbusto

Arecaceae	<i>Roystonea regia</i>	Árbol
Arecaceae	<i>Sabal</i> sp.	Árbol
Asparagaceae	<i>Sansevieria hyacinthoides</i>	Hierba perene
Cucurbitaceae	<i>Sicydium tamnifolium</i>	Hierba anual
Simaroubaceae	<i>Simarouba glauca</i>	Árbol
Asteraceae	<i>Sonchus oleraceus</i>	Hierba anual
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Árbol
Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i>	Árbol
Fabaceae	<i>Tamarindus indica</i>	Árbol
Bignoniaceae	<i>Tecoma stans</i>	Arbusto
Combretaceae	<i>Terminalia catappa</i>	Árbol
Asteraceae	<i>Tithonia diversifolia</i>	Hierba anual
Typhaceae	<i>Typha domingensis</i>	Hierba perene
Asteraceae	<i>Viguiera dentata</i>	Hierba anual
Arecaceae	<i>Washingtonia filifera</i>	Árbol

5: Listado de plantas de Mapsa.

Familia	Especie	Forma de vida
Euphorbiaceae	<i>Acalypha alopecuroides</i>	Hierba anual
Euphorbiaceae	<i>Acalypha poiretii</i>	Hierba anual
Arecaceae	<i>Adonidia merrillii</i>	Arbusto
Fabaceae	<i>Albizia lebbek</i>	Árbol
Picramniaceae	<i>Alvaradoa amorphoides</i>	Árbol
Euphorbiaceae	<i>Astraea lobata</i>	Hierba anual
Malvaceae	<i>Ayenia abutilifolia</i>	Hierba perene
Poaceae	<i>Bambusa</i> sp.	Arbusto
Nolinaceae	<i>Beaucarnea pliabilis</i>	Árbol
Asteraceae	<i>Bidens</i> sp.	Hierba anual
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea</i> sp.	Arbusto
Moraceae	<i>Brosimum alicastrum</i>	Árbol
Malpighiaceae	<i>Bunchosia swartziana</i>	Arbusto
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	Árbol
Solanaceae	<i>Capsicum annuum</i>	Hierba perene
Caricaceae	<i>Carica papaya</i>	Hierba
Apocynaceae	<i>Cascabela gaumeri</i>	Arbusto
Urticaceae	<i>Cecropia peltata</i>	Árbol

Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i>	Árbol
Malvaceae	<i>Ceiba pentandra</i>	Árbol
Malvaceae	<i>Ceiba pentandra</i>	Árbol
Rubiaceae	<i>Chiococca alba</i>	Arbusto
Menispermaceae	<i>Cissampelos pareira</i>	Hierba trepadora
Euphorbiaceae	<i>Cnidoscolus aconitifolius</i>	Arbusto
Rhamnaceae	<i>Colubrina arborescens</i>	Árbol
Malvaceae	<i>Corchorus aestuans</i>	Hierba anual
Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Árbol
Boraginaceae	<i>Cordia dodecandra</i>	Árbol
Boraginaceae	<i>Ehretia tinifolia</i>	Árbol
Myrtaceae	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Árbol
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia sp.</i>	Hierba anual
Moraceae	<i>Ficus benjamina</i>	Árbol
Lamiaceae	<i>Gmelina arborea</i>	Árbol
Lamiaceae	<i>Gmelina arborea var. Campeche</i>	Árbol
Rhamnaceae	<i>Gouania lupuloides</i>	Arbusto
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Árbol
Rubiaceae	<i>Hamelia patens</i>	Arbusto
Convolvulaceae	<i>Ipomoea crinita</i>	Hierba trepadora
Convolvulaceae	<i>Ipomoea hederifolia</i>	Hierba trepadora
Convolvulaceae	<i>Ipomoea nil</i>	Hierba anual
Convolvulaceae	<i>Ipomoea triloba</i>	Hierba anual
Convolvulaceae	<i>Jacquemontia pentantha</i>	Hierba anual
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i>	Arbusto
Poaceae	<i>Lasiacis divaricata</i>	Hierba perene
Fabaceae	<i>Leucaena leucocephala</i>	Árbol
Poaceae	<i>Melinis repens</i>	Hierba
Convolvulaceae	<i>Merremia aegyptia</i>	Hierba anual
Fabaceae	<i>Mimosa bahamensis</i>	Arbusto
Rubiaceae	<i>Morinda royoc</i>	Hierba trepadora
Muntingiaceae	<i>Muntingia calabura</i>	Arbusto
Asteraceae	<i>Parthenium hysterophorus</i>	Hierba anual
Passifloraceae	<i>Passiflora foetida</i>	Hierba anual
Verbenaceae	<i>Phyla nodiflora</i>	Hierba perene
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus amarus</i>	Hierba anual
Piperaceae	<i>Piper sp.</i>	Arbusto

Fabaceae	<i>Piscidia piscipula</i>	Árbol
Apocynaceae	<i>Rauvolfia tetraphylla</i>	Hierba perene
Rhamnaceae	<i>Rhamnus humboldtiana</i>	Árbol
Euphorbiaceae	<i>Ricinus communis</i>	Arbusto
Poaceae	<i>Rottboellia cochinchinensis</i>	Hierba
Arecaceae	<i>Roystonea regia</i>	Árbol
Arecaceae	<i>Sabal mexicana</i>	Árbol
Fabaceae	<i>Senna racemosa</i>	Arbusto
Sapotaceae	<i>Sideroxylon sp.</i>	Árbol
Solanaceae	<i>Solanum erianthum</i>	Arbusto
Meliaceae	<i>Swietenia macrophylla</i>	Árbol
Bignoniaceae	<i>Tecoma stans</i>	Arbusto
Bignoniaceae	<i>Tecoma stans</i>	Árbol
Verbenaceae	<i>Tectona grandis</i>	Árbol
Arecaceae	<i>Thrinax radiata</i>	Árbol
Asteraceae	<i>Tridax procumbens</i>	Hierba anual
Arecaceae	<i>Veitchia merrillii</i>	Arbusto
Asteraceae	<i>Vigiera dentata</i>	Hierba anual

6: Listado de plantas del Parque Arqueo-ecológico del Poniente.

Familia	Especie	Forma de vida
Leguminosae	<i>Acacia cornigera</i>	Arbusto
Fabaceae	<i>Acaciella angustissima</i>	Árbol
Bromeliaceae	<i>Aechmea bracteata</i>	Epífita
Boraginaceae	<i>Bouyeria pulchra</i>	Árbol
Bromeliaceae	<i>Bromelia karatas</i>	Epífita
Malpighiaceae	<i>Bunchosia swartziana</i>	Arbusto
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	Árbol
Malvaceae	<i>Ceiba pentandra</i>	Árbol
Malvaceae	<i>Ceiba schottii</i>	Árbol
Rubiaceae	<i>Chiococca alba</i>	Arbusto
Boraginaceae	<i>Cordia dodecandra</i>	Árbol
Ebenaceae	<i>Diospyros anisandra</i>	Arbusto
Ebenaceae	<i>Diospyros tetrasperma</i>	Arbusto
Fabaceae	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	Árbol
Moraceae	<i>Ficus cotinifolia</i>	Árbol
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Árbol

Polygonaceae	<i>Gymnopodium floribundum</i>	Árbol
Fabaceae	<i>Havardia albicans</i>	Árbol
Fabaceae	<i>Leucaena leucocephala</i>	Árbol
Fabaceae	<i>Lysiloma latisiliquum</i>	Árbol
Nyctaginaceae	<i>Neea psychotrioides</i>	Arbusto
Fabaceae	<i>Piscidia piscipula</i>	Árbol
Mimosaceae	<i>Pithecellobium dulce</i>	Árbol
Myrtaceae	<i>Talisia olivaeformis</i>	Árbol
Bignoniaceae	<i>Tecoma stans</i>	Arbusto

7: Listado de plantas del Parque Ecológico del Poniente.

Familia	Especie	Forma de vida
Fabaceae	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	Árbol
Fabaceae	<i>Acaciella angustissima</i>	Árbol
Fabaceae	<i>Albizia lebbeck</i>	Árbol
Simaroubaceae	<i>Alvaradoa amorphoides</i>	Árbol
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea buttiana</i>	Arbusto
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	Árbol
Apocynaceae	<i>Cascabela thevetia</i>	Arbusto
Urticaceae	<i>Cecropia peltata</i>	Árbol
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i>	Árbol
Malvaceae	<i>Ceiba schottii</i>	Árbol
Boraginaceae	<i>Cordia dodecandra</i>	Árbol
Fabaceae	<i>Delonix regia</i>	Árbol
Boraginaceae	<i>Ehretia tinifolia</i>	Árbol
Moraceae	<i>Ficus cotinifolia</i>	Árbol
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Árbol
Fabaceae	<i>Leucaena leucocephala</i>	Árbol
Leguminosae	<i>Lonchocarpus punctatus</i>	Árbol
Moringaceae	<i>Moringa oleifera</i>	Árbol
Fabaceae	<i>Piscidia piscipula</i>	Árbol
Mimosaceae	<i>Pithecellobium dulce</i>	Árbol
Arecaceae	<i>Roystonea regia</i>	Palma
Fabaceae	<i>Samanea saman</i>	Árbol
Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i>	Árbol
Fabaceae	<i>Tamarindus indica</i>	Arbusto

Bignoniaceae	<i>Tecoma stans</i>	Arbusto
Combretaceae	<i>Terminalia catappa</i>	Árbol
Lamiaceae	<i>Vitex gaumeri</i>	Árbol
Vitaceae	<i>Vitis tiliifolia</i>	Bejuco

8: Tabla de precisión y errores de la Clasificación supervisada.

Classified	Pavimento	Concreto	Vegetación	Total reference points
Pavimento	6	3	2	11
Concreto	2	8	0	10
Vegetacion	0	1	18	19
Total Classified Points	8	12	20	40
Total Correct Reference Points	32			
Total "true" Reference Points	40			
Percent accuracy	80			
User's accuracy			Producer's accuracy	
Pavimento	54.55		Pavimento	75.00
Concreto	80.00		Concreto	66.67
Vegetacion	94.74		Vegetacion	90.00

Se realizó una evaluación de la precisión de la imagen clasificada de la ciudad de Mérida, producida a partir de una imagen del satélite Sentinel 2-A. La precisión se probó comparando los píxeles de 40 puntos aleatorios con los obtenidos de la imagen clasificada mediante ArcMap del programa ArcGIS v.10. el 80% de los puntos fueron correctamente clasificados en alguna de las clases asignadas. La Clase "Cuerpo de agua" no aparece en la tabla ya que ninguno de los 40 puntos cayó en esta clase. Además del porcentaje de precisión, se calcularon los errores de comisión y omisión. Los errores de comisión ocurren cuando un píxel se incluye incorrectamente en una categoría evaluada, los de omisión ocurren cuando un píxel se excluye de la categoría evaluada.

9: Valores de las variables del modelo de urbanización.

Sitio	Indice_urbanización	Cobertura_vegetal (km2)	Porcentaje_concreto %
Acuaparque	0.39	0.05	11
Fracc	0.25	0.07	22
JBR	0.32	0.02	43
Kai Luum	0.01	0.2	8
Mapsa	0.08	0.87	5
PAEP	0.18	0.29	12
PEP	0.5	0.11	22