

Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ciencias Naturales



**ESTUDIO DE LA AVIFAUNA PARA USO ECOTURÍSTICO DE EL
SAUZ DE GUADALUPE, PINAL DE AMOLES**

TESIS INDIVIDUAL

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de

Licenciado en Biología

PRESENTA

María Giovana Anaya Padrón

Santiago de Querétaro, Qro. 2019



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ciencias Naturales
Licenciatura en Biología



“ESTUDIO DE LA AVIFAUNA PARA USO ECOTURÍSTICO DE EL SAUZ DE
GUADALUPE, PINAL DE AMOLES”

Tesis Individual

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de
Licenciado en Biología

Presenta:

María Giovana Anaya Padrón

Dirigido por:

Dr. Rubén Pineda López

SINODALES

Dr. Rubén Pineda López
Presidente

Firma

Dr. Carlos Alberto López González
Secretario

Firma

Dr. Robert Wallace Jones
Vocal

Firma

Dr. Luis Gerardo Hernández Sandoval
Suplente

Firma

Centro Universitario
Querétaro, Qro.
Octubre 2019
México

RESUMEN

Debido al aumento de la pérdida de hábitats naturales, ha llegado a reconocerse que algunas áreas fragmentadas con vegetación heterogénea pueden representar un gran valor para la biodiversidad. En el caso específico de las aves estos parches de vegetación pueden funcionar como refugio para aves residentes y migratorias, lo que mantiene una diversidad alta. La localidad de El Sauz de Guadalupe, Pinal de Amoles, Querétaro, México, ha sufrido grandes modificaciones, que han dado como resultado un paisaje con cinco diferentes tipos de ambientes: fragmentos de bosque mesófilo y selva baja caducifolia, terrenos de cultivo, sitios de casa/habitación y zonas con vegetación secundaria. Se llevó a cabo una evaluación de la avifauna de esta localidad con el propósito de generar fundamentos de planeación de una actividad de aviturismo. Para el muestreo de aves se colocaron ocho transectos en vegetación secundaria, siete en cultivos, siete en sitios de casa/habitación, seis en el bosque mesófilo y cuatro en la selva baja caducifolia. Se analizó la riqueza y diversidad de las especies en los ambientes para localizar las zonas donde la observación de aves es más productiva. Se comparó la riqueza y la diversidad mediante los órdenes de diversidad de Hill 0D y 1D , a una misma cobertura de muestra. Además se analizó la composición de especies de los ambientes mediante gráficas NMDS y se comparó la diferencia entre las comunidades de aves con un análisis ANOSIM. Se analizó la riqueza entre los transectos trazados de cada ambiente y entre ambientes a lo largo de las temporadas del año para sugerir circuitos de observación de aves para turistas. Se obtuvo un inventario con 102 especies para la localidad, la completitud del inventario fue del 82% de acuerdo al estimador Chao2. No se observó una diferencia significativa entre los ambientes de cultivos, casa/habitación y bosque mesófilo para ambos órdenes de diversidad, pero se presenta una diferencia significativa en D^1 entre la vegetación secundaria y los demás ambientes. Las gráficas NMDS mostraron diferencia entre los ambientes de vegetación natural (bosque mesófilo y selva baja caducifolia) con los ambientes que presentan mayor perturbación (cultivos y sitios de casa/habitación), mientras que el ambiente de vegetación secundaria presentó especies similares con los demás ambientes. La diferencia de composición fue significativa y no amplia (ANOSIM, $P=0.0012$, $R=0.2212$). La colocación de transectos se propone en los ambientes de bosque mesófilo, sitios de casa/habitación, cultivos y vegetación secundaria durante las temporadas de primavera, verano e invierno. Los resultados demuestran el potencial para la realización de actividades de aviturismo en la localidad, que puede satisfacer las exigencias de observadores recreacionales y especialistas. El llevar a cabo actividades como el aviturismo en paisajes con los ambientes fragmentados puede fomentar la conservación de la avifauna y de los fragmentos de los hábitats naturales donde estas residen.

Palabras clave: Avifauna, aviturismo, conservación, diversidad, riqueza, Sierra Gorda de Querétaro.

SUMMARY

Due to the increase in the loss of natural habitats, it has been recognized that some fragmented areas with heterogeneous vegetation can represent a great value for biodiversity. For birds, these vegetation patches can act as refuge for resident and migratory birds, maintaining a high diversity. The locality of Sauz de Guadalupe, Pinal de Amoles, Querétaro, Mexico has undergone major modifications to its landscape resulting in five different types of environments: fragments of mesophilic forest and tropical dry forest, crops, human housing complexes and areas that present secondary vegetation. A qualitative-quantitative evaluation of the birdlife of this locality was carried out to generate foundations for the planning of birdwatching activities. For the survey, eight transects were established in the secondary vegetation site: seven in the crops and human housing complexes, six in the mesophilic forest and four in the tropical dry forest. Species richness and diversity were analyzed in the five environments to locate areas where bird watching was most productive. A comparison of the richness and diversity with the 0D y 1D diversity orders of Hill using the same sample coverage. In addition, the exchange of species was analyzed using NMDS graphs and the difference was compared among the bird communities with an ANOSIM analysis. Species richness was also analyzed between the transects in each environment and between environments throughout the seasons of the year to recommend the placement of bird watching trails for tourism. A total of 102 species was recorded for the locality, and the completeness of the inventory was 82% using a Chao2 analysis. There were no significant differences among the environments of crops, human housing complexes and mesophilic forest for both diversity orders; but there was a significant difference in 1D for the secondary vegetation with the rest of the environments. The NMDS showed differences between the natural vegetation environments (mesophilic forest and tropical dry forest) with more disturbed habitats (crops and human housing complexes), whereas in the secondary vegetation, the bird community was represented by species shared in other environments. The avifaunal assemblage between environments was significantly different (ANOSIM $P= 0.0012$, $R = 0.2212$). Finally, we recommend that bird watching trails should be placed in the mesophilic forest, house/yard sites, crops and secondary vegetation during the spring, summer and winter seasons. Our results demonstrate the potential of the locality to establish bird watching activities that can fulfill both the needs of recreational and specialist observers. Carrying out activities such as bird watching in landscapes with patchy environments can promote the conservation of birds and the fragments of natural habitats where they reside.

Key words: Avian diversity, aviturism, conservation, diversity, richness, Sierra Gorda de Querétaro

DEDICATORIA

A mis padres, con mucho amor y agradecimiento por todo su apoyo en esta etapa de mi vida.

Dirección General de Bibliotecas UAQ

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a la Universidad Autónoma de Querétaro y al Fondo para el Fortalecimiento de la Investigación, ya que esta tesis es el resultado de un proyecto más amplio dirigido por el Dr. Rubén Pineda y fue llevado a cabo a lo largo del año 2017.

Agradezco al Dr. Rubén Pineda López quién dirigió este trabajo y que desde los primeros semestres de la carrera me brindó su apoyo y paciencia. También agradezco a mis asesores que me guiaron y me dieron sus comentarios para mejorar el escrito de este trabajo. Además de esto, el Dr. Carlos Alberto López González quién me ha dado mi primer trabajo como Bióloga, el Dr. Robert Wallace Jones y el Dr. Luis Hernández quienes me llevaron a largas caminatas para admirar y aprender de la vida en los paisajes de México y que además me enseñaron que un biólogo debe ser un Todólogo. Gracias por todo el conocimiento que me brindaron a lo largo de mi carrera.

A mis amigos de la licenciatura y externos que me motivaron a seguir adelante y finalizar con esta tesis, en especial a Fernanda Revueltas quien me ha acompañado a lo largo de la carrera en distintas situaciones tanto buenas como malas. A Rafael Gutiérrez que me convenció de renunciar a mi antiguo trabajo y apoyó para buscar un trabajo referente a mi carrera y así poder terminar mi tesis.

A mis padres que me dejaron elegir mi propio camino y que me apoyaron en la decisión de estudiar Biología. Por ellos, su tiempo y sus valiosas lecciones llenas de amor es quien soy actualmente.

ÍNDICE

RESUMEN	I
SUMMARY	II
ÍNDICE	V
ÍNDICE DE TABLAS	VII
ÍNDICE DE FIGURAS	VIII
I. INTRODUCCIÓN	1
II. ANTECEDENTES	4
2.1 Generalidades	4
2.1.1 Medidas de diversidad de especies	4
2.1.2 Fragmentación y perturbación de hábitats en México	5
2.2 Ecoturismo y la conservación de hábitats	7
2.2.1 El ecoturismo	7
2.2.2 Uso del aviturismo con fines para la conservación de la avifauna	8
2.3 La avifauna de la Reserva de la Biosfera de la Sierra Gorda de Querétaro	9
III. OBJETIVOS	12
3.1 Objetivo General	12
3.2 Objetivos particulares	12
IV. HIPÓTESIS	13
V. METODOLOGÍA	14
5.1 Área de estudio	14
5.2 Trabajo en campo	16
5.3 Análisis de datos	17
5.3.1 Inventario de la avifauna	17
5.3.2 Diversidad Alfa	18
5.3.3 Diversidad beta	19
5.3.4 Elección de circuitos de observación de aves	20
5.3.5 Especies de mayor atracción e interés de conservación	20
VI. RESULTADOS	21
6.1 Inventario de la avifauna	21
6.1 Diversidad alfa	22
6.2 Diversidad beta	23

6.3 Circuitos de observación de aves	24
6.4 Especies de mayor atracción e interés de conservación	25
VII. DISCUSIÓN	30
7.1 Inventario de la Avifauna	30
7.2 Diversidad alfa	30
7.3 Diversidad beta	32
7.4 Circuitos de observación de aves	34
7.5 Especies de mayor atracción e interés de conservación	35
VIII. CONCLUSIONES	38
IX. LITERATURA CITADA	39
ANEXO 1.	48
ANEXO 2.	54
ANEXO 3.	56
ANEXO 4.	57

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Comparación entre pares de ambientes con corrección de Bonferroni.	24
Anexo 1. Inventario de la Avifauna de la localidad SDG.	48
Anexo 2. Especies específicas a un solo tipo de ambiente.	54
Anexo 3. Lista de especies de interés para la conservación.	56

Dirección General de Bibliotecas UAQ

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de la localidad El Sauz de Guadalupe en el estado de Querétaro.	14
Figura 2. Mapa de transectos para cada ambiente.	17
Figura 3. Gráfica de la riqueza y diversidad presente en cada ambiente.	22
Figura 4. Gráfica NMDS que presenta las diferencias entre los ensamblajes de aves de los diferentes ambientes.	23
Figura 5. Riqueza de aves por transecto en cada ambiente durante las diferentes temporadas del año	26
Figura 6. Especies atractivas y de interés para observadores especialistas.	28
Figura 7. Especies atractivas y de interés para observadores recreacionales.	29
Anexo 4. Guía introductoria de la avifauna de la localidad SDG.	57

I. INTRODUCCIÓN

La pérdida y fragmentación de hábitats por los usos intensivos de cambio de suelo están entre las principales causas de pérdida de biodiversidad (Herrera, 2011). Muchos fragmentos de vegetación natural son reemplazados y dominados por pastizales, potreros y terrenos agrícolas, lo que ha traído un impacto negativo sobre las comunidades faunísticas, al reducir el hábitat original (Ramírez-Albores, 2010). Se ha demostrado que esta transformación ha afectado negativamente a las comunidades de aves, alterando su riqueza y diversidad, incluyendo la reducción en el tamaño poblacional de algunas especies (Renjifo, 1999; Ramírez-Albores, 2010).

Sin embargo se ha registrado que en algunos hábitats con vegetación natural que están aislados o que presentan un área pequeña a causa de la fragmentación se puede encontrar una alta diversidad de aves, ya que las especies utilizan los recursos de otros fragmentos de este tipo de hábitats que estén alrededor y cercanos entre sí (Loman y Von Schantz, 1991; Ramírez-Albores, 2010). En algunos casos, el movimiento de los individuos en estos hábitats fragmentados es facilitado gracias a la colocación de árboles aislados, cercos vivos o a la presencia de corredores vegetales más amplios que conectan los parches de vegetación (Graham, 2001). Estas modificaciones en la estructura del paisaje tienen una importante contribución a la riqueza de especies de aves en los fragmentos de vegetación natural, ya que proporcionan sitios de percha y recursos alimenticios diferentes a los del hábitat original y diversas especies de aves los utilizan en lugar de áreas abiertas o desmontadas, por lo que el movimiento es más frecuente (Graham, 2001; Ramírez-Albores, 2010; Sáenz *et al.*, 2013).

Para la conservación de especies de aves y otros organismos, suelen considerarse áreas extensas a escalas estatales y nacionales, mientras que se ignoran las áreas pequeñas producidas por la fragmentación y perturbación del hábitat, que pueden presentar una alta diversidad de especies (Pineda-López *et al.*, 2010). Debido al aumento de la pérdida de hábitats naturales, la importancia de la conservación de áreas fragmentadas y con cierto grado de perturbación ha comenzado a evaluarse con mayor seriedad, y se reconoce que pueden representar un gran valor para la biodiversidad. Esto es en caso de que se mantenga la complejidad estructural en estas áreas y se presente vegetación nativa (Herrera, 2011). La heterogeneidad de elementos

paisajísticos favorece la presencia de hábitats potenciales para la avifauna y de este modo es posible que las poblaciones de especies sensibles o raras permanezcan (Herrera, 2011).

Para evitar que siga aumentando esta fragmentación de hábitats se han buscado estrategias de conservación que sean sustentables para la comunidad que hace uso de los recursos del hábitat, y al mismo tiempo que el ecosistema y su biodiversidad ya no resulte afectados, siendo el ecoturismo uno de estos métodos (Carrillo-García, 2017; Stronza *et al.*, 2019). El ecoturismo ha crecido como recurso turístico a nivel mundial y se está transformando en uno de los principales ejes de desarrollo para muchos países (Stronza *et al.*, 2019), además de que puede ayudar a resolver problemas de conservación ambiental al promover una alternativa económica para la comunidad involucrada, con lo que se evita que se siga fragmentando el hábitat (Carrillo-García, 2017). Dentro del ecoturismo, una de las actividades con gran potencial es la observación de aves silvestres en libertad (aviturismo), pues contribuye a la conservación de hábitats, paisajes y biodiversidad (Almendras *et al.*, 2017). Además de que esta actividad ecoturística permite identificar y contar especies endémicas, raras y amenazadas dentro de la zona donde se desarrolla a cabo la actividad, lo cual es un atractivo para personas y asociaciones con diversos fines interesadas en esta área (Almendras *et al.*, 2016 y 2017).

La perturbación y fragmentación en los paisajes de México es cada vez mayor, por lo que la conservación de especies de aves en hábitats perturbados se ha vuelto de vital importancia, al igual que en ambientes conservados (Pineda-López *et al.*, 2010). Por lo tanto, este estudio pretende dar elementos que faciliten la toma de decisiones a los habitantes de la localidad El Sauz de Guadalupe (SDG), Pinal de Amoles, Querétaro, respecto de utilizar la observación de aves como actividad ecoturística dentro de las zonas perturbadas y fragmentadas de la localidad, y así beneficiarse económicamente a la vez que se ayuda a la conservación de las especies.

Para planear una actividad ecoturística con base en la observación de aves, es necesario saber en qué sitios y épocas es más propensa la presencia de aves. Con este propósito, en este estudio se compararon las comunidades de aves en cinco zonas con diferente tipo de ambiente, ligados a diferente grado y tipo de perturbación, mediante un análisis de las diversidades alfa y beta. Para identificar los sitios donde se puedan observar más especies se comparó la diversidad alfa, y el análisis de la diversidad beta permitió escoger senderos con ensamblajes contrastantes.

Además, se eligieron especies de interés para los observadores de aves mediante criterios cualitativos.

Dirección General de Bibliotecas UAQ

II. ANTECEDENTES

2.1 Generalidades

2.1.1 Medidas de diversidad de especies

La diversidad de especies se estima a partir de dos factores, que son la riqueza (diversidad alfa: número de especies en un ambiente) y el recambio de especies (diversidad beta: comparación de la composición de especies entre ambientes). Estos dos tipos de diversidades influyen en la riqueza de un paisaje (diversidad gamma) (Leiter y Turner, 2001; Arellano y Halffter, 2003).

La diversidad alfa es la medida que más se usa para caracterizar la biodiversidad, y nos indica el número de especies a un nivel local durante un periodo corto de tiempo en el que el número de especies no varía (Arellano y Halffter, 2003; González- Oreja *et al.*, 2010). Esta ausencia de variación no es completamente estricta ya que pueden presentarse eventos en periodos de tiempo no tan largos como emigración, migración y extinción de especies en la comunidad (Arellano y Halffter, 2003).

La diversidad beta representa la respuesta de los organismos a la heterogeneidad entre ambientes, el cómo las especies se distribuyen entre estos (Arellano y Halffter, 2003). Es utilizada para expresar el intercambio espacial de las especies presentes en dos o más sitios (Koleff, 2005). La diversidad beta se ha dividido en diferentes tipos que dependen de la comparación que se busca hacer: la beta diferenciación compara sitios, el reemplazo de especies compara sitios en un gradiente ambiental y la beta escalar compara entre las escalas de alfa y gama (Pineda-López y Verdú Faraco, 2013). La diversidad gamma es el número total de especies del paisaje y está influenciada por las diversidades alfa y beta, depende de procesos evolutivos e históricos en el nivel de paisaje, que incluye a todos los ambientes presentes (Arellano y Halffter, 2003).

El número de especies detectadas en un ambiente aumenta con el esfuerzo de muestreo, y puede verse afectado por individuos pasajeros o “turistas” (Arellano y Halffter, 2003; González-Oreja *et al.*, 2010), por esto la obtención de la riqueza de un ambiente no es algo sencillo. Para tratar de resolver este problema se tienen distintos métodos, entre ellos: estimadores paramétricos que extrapolan la curva de acumulación de especies como función al esfuerzo de muestreo, la

cuál llegará a un punto en que el número de especies será máximo y la curva alzará una asíntota; en dicha extrapolación se usan funciones de acumulación como la logarítmica, exponencial o la ecuación de Clench (Escalante, 2003; González- Oreja *et al.*, 2010). Además se cuenta con estimadores no paramétricos que se basan en la frecuencia de especies raras, ya sea considerando su abundancia o sólo su incidencia (como Chao 1 y 2, respectivamente) y que pueden involucrar funciones de remuestreo (estimadores tipo Jackknife y Bootstrap) (Escalante, 2003; Chao, 2005; López-Gómez y Williams-Linera, 2006; González- Oreja *et al.*, 2010).

El análisis de medidas de la biodiversidad ha permitido evaluar el estado en que se encuentran los ecosistemas, ya que pueden estimar el impacto de eventos y procesos naturales y artificiales que influyen la diversidad (Leiter y Turner, 2001; Arellano y Halffter, 2003, González-Oreja *et al.*, 2010). Como por ejemplo, en parte de este estudio se observa el impacto que tienen las actividades humanas sobre la avifauna en diversos ambientes, al crear parches de vegetación natural, vegetación secundaria y zonas de áreas agrícolas y habitacionales.

2.1.2 Fragmentación y perturbación de hábitats en México

Las actividades humanas tienen un impacto generalmente negativo sobre los ecosistemas y sobre la biodiversidad debido a cambios de uso de suelo, como la urbanización (González-Oreja *et al.*, 2010; García, 2011). Como resultado, el hombre suele ser uno de los principales modeladores del paisaje, al dejar remanentes aislados de vegetación natural separados por una matriz de vegetación alterada y suelo muy modificados, que resulta en un paisaje compuesto por parches de vegetación natural (Haddad *et al.*, 2015; Martínez *et al.*, 2015). Un paisaje se clasifica como fragmentado si presenta entre el 10 y el 60% de retención del hábitat natural donde el resto de la cobertura forestal ha sido reemplazada por una matriz, como es el caso de zonas agrícolas, algunas plantaciones forestales y zonas urbanas (Sastre *et al.*, 2002).

La fragmentación y perturbación de los paisajes en el mundo ha incrementado por la transformación de los hábitats que tiene por objetivo el uso de recursos naturales, muchas veces en exceso por las actividades de las poblaciones que habitan un área (García, 2011). Una de las principales actividades humanas que ha fragmentado gravemente el paisaje es la

deforestación para la expansión de terrenos agrícolas y ganaderos (García, 2011). Estas alteraciones de los patrones de paisaje impactan de forma directa procesos ecológicos y la funcionalidad del ecosistema (Santos y Tellería, 2006; Saura *et al.*, 2011).

Al incrementarse la pérdida gradual del hábitat se incrementa la relación perímetro/superficie en una matriz más amplia donde las especies se verán más sometidas a las condiciones ambientales de ésta, incrementando el riesgo de extinción al reducir su eficacia biológica (aptitud) (García, 2011). Esta también se ve afectada por la limitación de la dispersión de los individuos a lo largo del hábitat o entre los fragmentos (García, 2011; Mohd-Taib *et al.*, 2016). Por lo tanto, el impacto de las actividades humanas en paisajes fragmentados debe considerarse en diferentes escalas espaciales para facilitar una mejor comprensión de la relación entre la estructura del paisaje y su biodiversidad, para así también identificar el mejor manejo de los ambientes perturbados (Arellano y Halfiter, 2003; Martínez *et al.*, 2015).

Las especies más susceptibles a estos cambios bruscos de la pérdida del hábitat, por la homogeneización del hábitat (e. g. por la agricultura intensiva), son las especies raras, especialistas, de mayor nivel trófico, o de poca movilidad (Martínez *et al.*, 2015); por lo que en ocasiones la calidad del fragmento suele ser más importante que el tamaño mismo (García, 2011). Sin embargo, existen organismos que logran adaptarse fácilmente a los cambios causados por la fragmentación de hábitats y pueden trasladarse entre fragmentos a través de la matriz, e incluso son capaces de explotar recursos que se encuentren en la matriz y posteriormente colonizar y/o dominar sitios en ella (García, 2011; Martínez *et al.*, 2015).

Connell (1978) menciona la hipótesis de la perturbación intermedia, donde ambientes con características intermedias de perturbación pueden presentar una mayor riqueza de especies. Esta riqueza comúnmente está conformada por especies asociadas a bordes de bosques y especies de sucesión temprana (Leveau *et al.*, 2018). Se han planteado dos mecanismos mediante los cuales la fragmentación en algunos casos puede incrementar la biodiversidad de un área definida. El primero, es que al existir un mayor número de pequeños parches con distancias cortas entre ellos, aumenta la inmigración y reduce la emigración entre estos sistemas de parches (Tischendorf y Fahrig, 2000; Bowman *et al.* 2002; Saura *et al.*, 2014). En el segundo se sugiere que al existir una mayor densidad de bordes se facilita el desplazamiento de especies que tienen preferencia por moverse en los bordes, además de que estos son más

productivos y diversos que los hábitats interiores, ofreciendo una mayor disponibilidad de forraje y sitios de refugio (Fahrig, 2017). También se favorecen especies que requieren dos o más tipos de hábitats diferentes. En el caso de ambientes agropecuarios, los cultivos con un manejo tradicional facilitan la heterogeneidad del ambiente, lo que permite el mantenimiento de la riqueza de especies, aunado a una mayor diversidad beta (Martinez *et al.*, 2015).

2.2 Ecoturismo y la conservación de hábitats

2.2.1 El ecoturismo

El ecoturismo está enfocado a vender una diversidad de actividades en ecosistemas naturales, que la mayoría de las personas no están acostumbradas a visitar o ver. Este tipo de lugares puede tener características culturales, geológicas o biológicas particulares (Camacho-Ruiz *et al.*, 2016). El enfoque que se debe tener al desarrollar esta actividad, es que las visitas deben llevarse a cabo de una manera responsable para ayudar a conservar el medio ambiente y mejorar el bienestar de las comunidades locales al generar ingresos (Cantú *et al.*, 2011).

La evaluación de los recursos presentes en las localidades que se encuentran en áreas naturales, puede contribuir al desarrollo de actividades y productos turísticos que les sirva de aporte a la comunidad en el ámbito recreacional y económico (Almendras *et al.*, 2016). El desarrollar estas actividades sin una correcta planificación y manejo puede generar impactos negativos. Por ejemplo, un exceso de visitantes en lugares sensibles que presenten especies con problemáticas de conservación, puede causar la degradación del entorno, la pérdida de las especies, y también la pérdida de los beneficios hacia la comunidad (Almendras *et al.*, 2016).

El aprovechamiento recreativo y estético no extractivo de la fauna silvestre, por ejemplo la observación a distancia de mamíferos y aves, se ha transformado en una de las principales actividades ecoturísticas en México y el mundo (Contreras Balderas *et al.*, 2001; Cantú *et al.*, 2011; Almendras *et al.*, 2017). En México muchas comunidades indígenas viven en regiones con una amplia biodiversidad, y en la actualidad se encuentran haciendo uso de los recursos naturales que ofrece el hábitat donde viven (Baéz y Acuña, 2003). En algunas de estas regiones naturales ya se han emprendido proyectos ecoturísticos, donde además de trabajar enfocados

en conservar los ecosistemas y su biodiversidad, dan a conocer sus prácticas culturales, aunque la mayoría de los proyectos aún se encuentran en la fase inicial del desarrollo (Gaucín, 2000). Sin embargo, muchos propietarios rurales aún son escépticos o suelen ignorar esta alternativa, por lo que es necesario demostrar la sustentabilidad de dichas actividades a los habitantes de la comunidad con la que se desea trabajar en conjunto (Almendras *et al.*, 2017).

2.2.2 Uso del aviturismo con fines para la conservación de la avifauna

El aviturismo es un sector del ecoturismo que enfoca su mercado en la observación de aves silvestres en vida libre (Steven *et al.*, 2014). Suele ser practicado por personas que no sólo gustan de la observación de aves, sino que además muestran interés en conocer la biología de las especies presentes en un sitio (Almendras *et al.*, 2016), lo que coloca al aviturismo como una de las actividades más sustentables dentro del ecoturismo (Steven *et al.*, 2014).

Es común que en algunas estancias turísticas cuenten con el aviturismo como una actividad recreativa extra, sin contar con la información de la avifauna de la zona (Almendras *et al.*, 2016). Para el fomento y uso del aviturismo es necesario contar con información base, como es la localización y accesibilidad del sitio de interés y la información de las especies que lo frecuentan como estatus de conservación y endemismos de las especies que suelen encontrarse en el sitio, lo que puede generar interés de diferentes perfiles de observadores de aves (Almendras *et al.*, 2016). Esta recolección de información puede permitir calcular el valor de los recursos disponibles y el cómo se podrían desarrollar las modalidades turísticas para ejercer un ecoturismo responsable (SEO/Birdlife, 2011; Almendras *et al.*, 2016).

El beneficio de la práctica del aviturismo se observa con los turistas que suelen practicarlo de manera responsable, ya que suelen estar bien informados sobre temas ambientales y muestran interés en apoyar la conservación de aves y sus hábitats, y además aportan beneficios económicos a las comunidades locales (Almendras *et al.*, 2016). Lo cual cumple con su función como una actividad en desarrollo con oportunidades de crecimiento y genera un compromiso por el cuidado del ambiente (Cantú *et al.*, 2011).

En México, el uso económico de aves ocurre de muchas maneras, principalmente la captura y la observación de individuos en vida silvestre, esta última aporta más ingresos anualmente, principalmente de turistas extranjeros (Cantú *et al.*, 2011). A pesar de existir un enorme mercado para el aviturismo en México, éste no es aprovechado en su totalidad, ya que se sigue fomentando la captura de aves silvestres para uso como mascotas de ornato (Roldán-Clara *et al.*, 2014). Sin embargo, si se hace un esfuerzo por hacer crecer el aviturismo, los ingresos económicos para las zonas rurales aumentarían considerablemente, al igual que los beneficios para las especies y sus ecosistemas (Cantú *et al.*, 2011).

Al utilizar la avifauna como recurso ecoturístico, además de resultar en su observación y conocimiento con las relaciones que tiene con su medio, deben tomarse en cuenta otros elementos de interés del que las aves forman parte, como la historia, arquitectura, tradiciones y cultura de la localidad donde están presentes (SEO/Birdlife, 2011). Al contemplar todos estos aspectos en la oferta del aviturismo se mantendrá una alta sustentabilidad (Pedraza-Ruíz, 2009; SEO/Birdlife, 2011).

2.3 La avifauna de la Reserva de la Biosfera de la Sierra Gorda de Querétaro

La Reserva de la Biosfera de la Sierra Gorda (RBSG) se encuentra al norte del estado de Querétaro, que forma parte de la provincia fisiográfica de la Sierra Madre Oriental (Carabias-Lillo *et al.*, 1999; Pedraza-Ruíz, 2009). Se considera la reserva con mayor diversidad de ecosistemas debido a su ubicación entre las regiones biogeográficas Neártica y Neotropical y a su complejidad fisiográfica (Pedraza-Ruíz, 2009), que se muestra en un amplio rango de elevación, desde 200 a 3,160 msnm, y un rango de precipitación de 350 a 2,000 mm anuales, con lo que se da pie a una gran diversidad de climas (Carabias-Lillo *et al.*, 1999; Pedraza-Ruíz, 2009; Grupo Ecológico Sierra Gorda, 2016). Entre las reservas de México se encuentra en el séptimo lugar en tamaño (Grupo Ecológico Sierra Gorda, 2016). Tiene una superficie de 383,567 ha que representa el 32.02% del territorio del estado de Querétaro, de la cual el 70% son propiedades privadas, el 27% son ejidos o terrenos comunales y el 3% es territorio federal (Carabias-Lillo *et al.*, 1999; Pedraza-Ruíz, 2009; Grupo Ecológico Sierra Gorda, 2016; Pineda-López *et al.*, 2016).

Por todo lo anterior, presenta una gran variedad de tipos de vegetación como bosque tropical subcaducifolio, bosque tropical caducifolio, bosque de encino, bosque de coníferas (*Pinus*, *Juniperus*, *Cupressus* y *Abies*), bosques mixtos de pino-encino, bosque mesófilo de montaña, bosque ripario, matorral xerófilo submontano, crasicauce, rosetófilo, micrófilo y encinar arbustivo (Zamudio, 1992; Carabias-Lillo *et al.*, 1999; Pedraza-Ruíz, 2009; Grupo Ecológico Sierra Gorda, 2016). Gracias a su diversidad de ecosistemas presenta una alta biodiversidad, lo que la hace una reserva importante, al ser el sector más diverso y conservado del estado de Querétaro (Pedraza-Ruíz, 2009).

Debido a esta gran diversidad de tipos de vegetación se encuentran 347 especies de aves (Pineda-López *et al.*, 2016), lo que convirtió a la RBSG en un Área de Importancia para la Conservación de las Aves en México (AICA) (Pedraza-Ruíz, 2009). De acuerdo a la NOM 059 (SEMARNAT 2010) se presentan 21 especies con estatus de protección: ocho en peligro de extinción, nueve amenazadas y 23 sujetas a protección especial, además de 28 especies endémicas a México y 97 especies migratorias neotropicales (Pineda-López *et al.*, 2016).

A pesar de ocupar el 0.19% del total del territorio nacional, la avifauna de la RBSG representa el 28% de la avifauna total de México, la cual es de 1,107 especies aproximadamente (Berlanga-García *et al.*, 2017; CONABIO, 2019), lo que demuestra su importancia para la conservación de especies de aves, ya que es un alto porcentaje comparado con la extensión de territorio. Sin embargo, la avifauna se ve amenazada por diferentes situaciones que afectan a la RBSG, por ejemplo la deforestación con fines agropecuarios de superficies forestales de bosques mesófilos, de coníferas, de encinos, y de selvas bajas; así como la práctica de actividades económicas como la ganadería extensiva de bovinos, ovinos y caprinos en bosques y selvas, y la extracción de madera en algunos ejidos y predios particulares (Pedraza-Ruíz, 2009).

Estas actividades afectan la composición, calidad, estructura y procesos de sucesión de los bosques y selvas (Pedraza-Ruíz, 2009). También la demanda de recursos por una población de alrededor de 100,000 habitantes establecidos en 638 localidades, junto con la urbanización de nuevas áreas dentro de la RBSG, ha provocado la fragmentación de los ecosistemas naturales que resulta en la desaparición de poblaciones de algunas especies de aves que se ven localmente amenazadas, como es el caso del Mirlo Acuático Norteamericano (*Cinclus mexicanus*), que

por la desecación de algunas corrientes para la conducción de agua del arroyo del Chubeje, actualmente se encuentra restringido a algunas zonas de los ríos Escanela y Ayutla (Pedraza-Ruíz, 2009).

Para contrarrestar y disminuir estos daños, la RBSG se encuentra bajo el manejo de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) de la SEMARNAT, que junto con organizaciones no gubernamentales, como el grupo Ecológico Sierra Gorda, han realizado actividades enfocadas en la conservación de la biodiversidad dentro de la reserva, algunos de estos esfuerzos dirigidos particularmente a la conservación de la avifauna (Pedraza-Ruíz, 2009; Grupo Ecológico Sierra Gorda, 2016). Algunas de estas actividades son la compra de tierras para la conservación, pago por servicios ambientales a propietarios de bosques y selvas, actividades de Educación Ambiental a la población y proyectos de ecoturismo (Pedraza-Ruíz, 2009; Pineda-López *et al.*, 2016).

Se puede incluir en el ecoturismo de la RBSG las visitas para apreciar y estudiar tanto sus ecosistemas como a animales silvestres (Gaucín, 2000). Se pueden mencionar tres proyectos de ecoturismo enfocados a la conservación de la avifauna: Las guacamayas verdes (*Ara militaris*) en Santa María de Cocos, y en San Juan de los Durán y La Trinidad el refugio de la Codorniz coluda veracruzana (*Dendrortyx barbatus*) (Pedraza-Ruíz, 2009). También puede observarse a la guacamaya verde en el área de estudio del presente trabajo.

III. OBJETIVOS

3.1 Objetivo General

Analizar la riqueza y diversidad de la avifauna en los cinco diferentes ambientes que presenta la localidad del Sauz de Guadalupe, Pinal de Amoles, ligados a diferentes grados y tipos de perturbación, como fundamento para definir lineamientos de planeación de una actividad de aviturismo.

3.2 Objetivos particulares

- Obtener un inventario de la avifauna de la localidad.
- Comparar la diversidad alfa entre los ambientes definidos.
- Analizar la abundancia y la composición de especies (diversidad beta) entre los ambientes definidos.
- Elegir las zonas de la localidad donde sea factible poner en marcha circuitos de observación de aves, con base en la diversidad y estacionalidad de las especies dentro de la localidad de SDG.
- Identificar las especies de aves presentes en la localidad de SDG que puedan generar mayor atracción e interés para la conservación y los observadores de aves.

IV. HIPÓTESIS

Si los ambientes perturbados presentan un paisaje heterogéneo que pueda brindarle diversidad de recursos a la avifauna, estos presentarán mayor riqueza y diversidad de aves, lo que favorecerá que se lleven a cabo actividades de aviturismo en la localidad SDG.

Dirección General de Bibliotecas UAQ

V. METODOLOGÍA

5.1 Área de estudio

La localidad de El Sauz de Guadalupe se encuentra dentro de la RBSG, al norte del municipio de Pinal de Amoles, en el Estado de Querétaro (21°13'19.6" N, - 99°38'7.4" O) (Figura 1), en un intervalo de elevación entre 1,290 y 1,800 msnm (Gaucín, 2000). El clima predominante es templado-húmedo con lluvias en verano, y la temperatura media anual es de 12 a 18 °C (Carabias-Lillo *et al.*, 1999).

En la localidad se encuentra el cañón Cañada del Infiernillo, con una longitud de 3.5 km y una profundidad de 450 m, por donde pasa el Arroyo Hondo, a una elevación de 1,470 msnm (Carabias-Lillo *et al.*, Gaucín, 2000). Este cañón presenta vegetación de selva baja caducifolia y bosque ripario, y es frecuentado por la guacamaya verde (Carabias-Lillo *et al.*, 1999; Gaucín, 2000; Pedraza-Ruíz, 2009). Esta población de la guacamaya verde es de aproximadamente 50 a 80 individuos (Gaucín, 2000; Pedraza-Ruíz, 2009; Ramírez-Albores, 2016), y utiliza las hoquedades de las paredes de la Cañada del Infiernillo, cercano al Sótano de Barro, como sitio de anidación y descanso, desplazándose aproximadamente hasta 21 km diarios de sus sitios de descanso en busca de alimento, y a mayores distancias entre diferentes tipos de vegetación a lo largo del año (Íñigo, 1999; Gaucín, 2000; Pedraza-Ruíz, 2009; Ramírez-Albores, 2016).

Además, en la parte alta de la localidad, aproximadamente a 1,740 msnm, se encuentra un manchón de bosque mesófilo, que corresponde también a vegetación nativa. Diferentes cambios de uso de suelo han fragmentado el paisaje y han modificado la vegetación fuera de la cañada y del manchón de bosque mesófilo. Estos cambios de uso de suelo corresponden a cultivos, zona de casas con árboles plantados, principalmente frutales, vegetación secundaria en la parte del bosque mesófilo, con presencia de árboles plantados y malezas (Gaucín, 2000), y algunos manchones de áreas reforestadas con pinos no nativos del lugar que fueron observados en las visitas durante los días de muestreo.

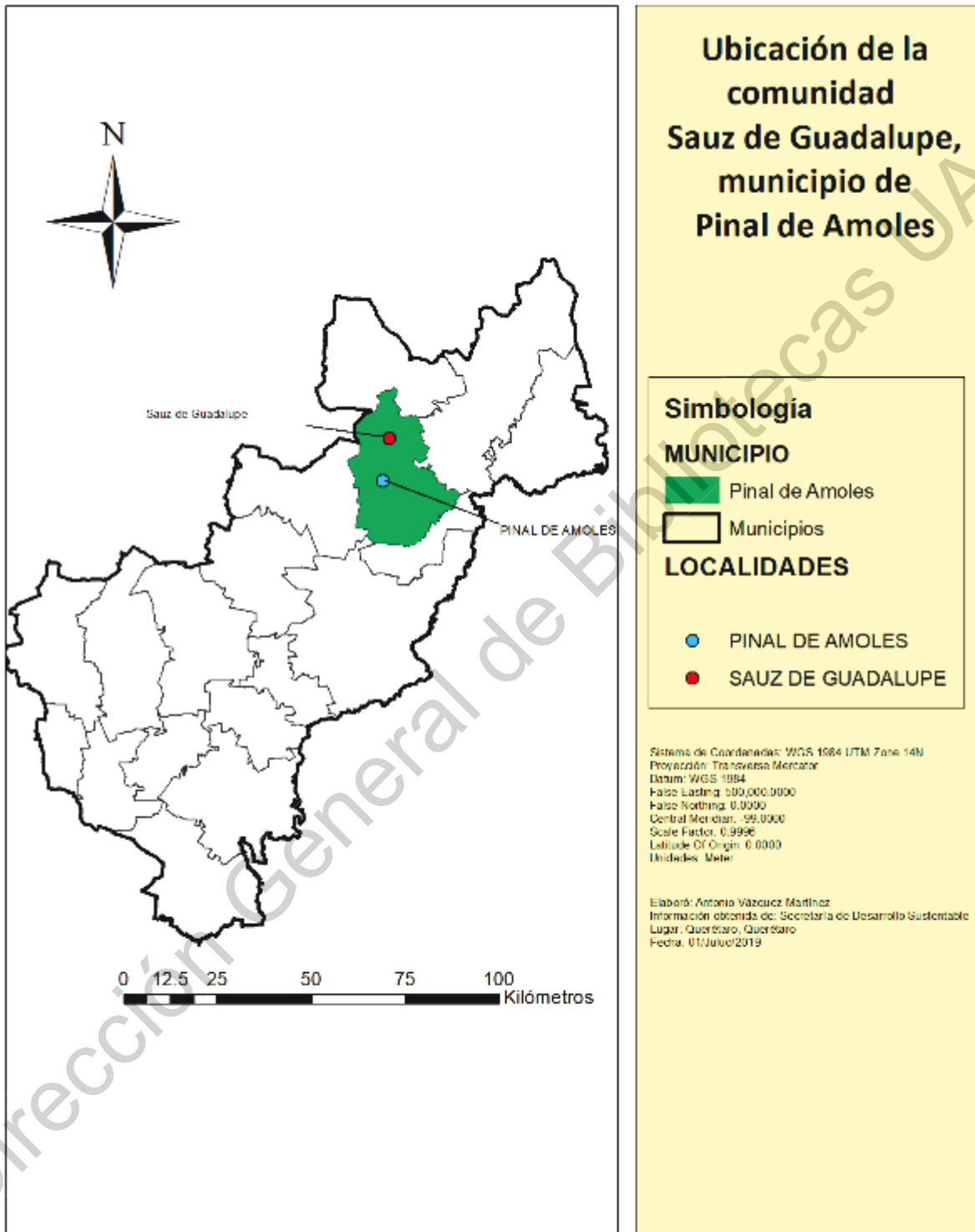


Figura 1. Mapa del estado de Querétaro donde se señala la ubicación de la localidad SDG. SDG (punto rojo) y la cabecera Pinal de Amoles (punto azul) en el municipio de Pinal de Amoles (verde).

5.2 Trabajo en campo

El muestreo de aves se llevó a cabo mediante el método de transecto en franja, este método cubre un área más amplia al momento de realizar el muestreo y es adecuado para medir la presencia y ausencia de especies, también permite desviarse un poco en caso de que el ave sea difícil de identificar (Bibby *et al.*, 1992; Ortega-Álvarez, 2012). Los transectos fueron de una longitud de 100 m y el tiempo en fueron recorridos cada uno fue de 15 min. Se identificaron las aves que estaban hasta 50 m de distancia a la izquierda y a la derecha del transecto. Se registro la especie y su abundancia dentro de los transectos. Para la medición de abundancia anual de cada ambiente se consideró el número más alto de individuos encontrado en alguna de las repeticiones de cada transecto y no la suma total de individuos observados en los muestreos, ya que la suma total de los individuos nos podría dar un sesgo al contar el mismo individuo varias veces (Johnson, 2008).

Las observaciones se llevaron a cabo entre las 6:00 y 10:00 h, siendo este el horario de mayor actividad para las aves. El muestreo se repitió en las temporadas de primavera, verano, otoño e invierno, esto con el objetivo de identificar la variación estacional de las especies residentes y migratorias. La identificación de aves se realizó de manera visual mediante las guías de Howell y Webb (1995), Sibley (2003), y Dunn y Alderfer (2011).

Para colocar los transectos se dividió el área de estudio según el tipo de ambiente, para esto se tomó en cuenta el tipo de vegetación, la presencia de casas y la presencia de cultivos. Esto dio como resultado un total de cinco zonas: bosque mesófilo, selva baja caducifolia, casa/habitación, cultivos y vegetación secundaria. Dependiendo de la accesibilidad y el área de la zona que abarcaba cada ambiente dentro de la localidad se colocó el número de transectos: se colocaron ocho en el sitio de vegetación secundaria, siete en los cultivos y sitios de casa/habitación, seis en el bosque mesófilo y en la selva baja caducifolia la accesibilidad de la zona permitió colocar sólo cuatro transectos (Figura 2). La distribución de los ambientes en la localidad SDG no fue continua, por lo que los transectos de cada ambiente quedaron distribuidos a lo largo de toda la localidad.

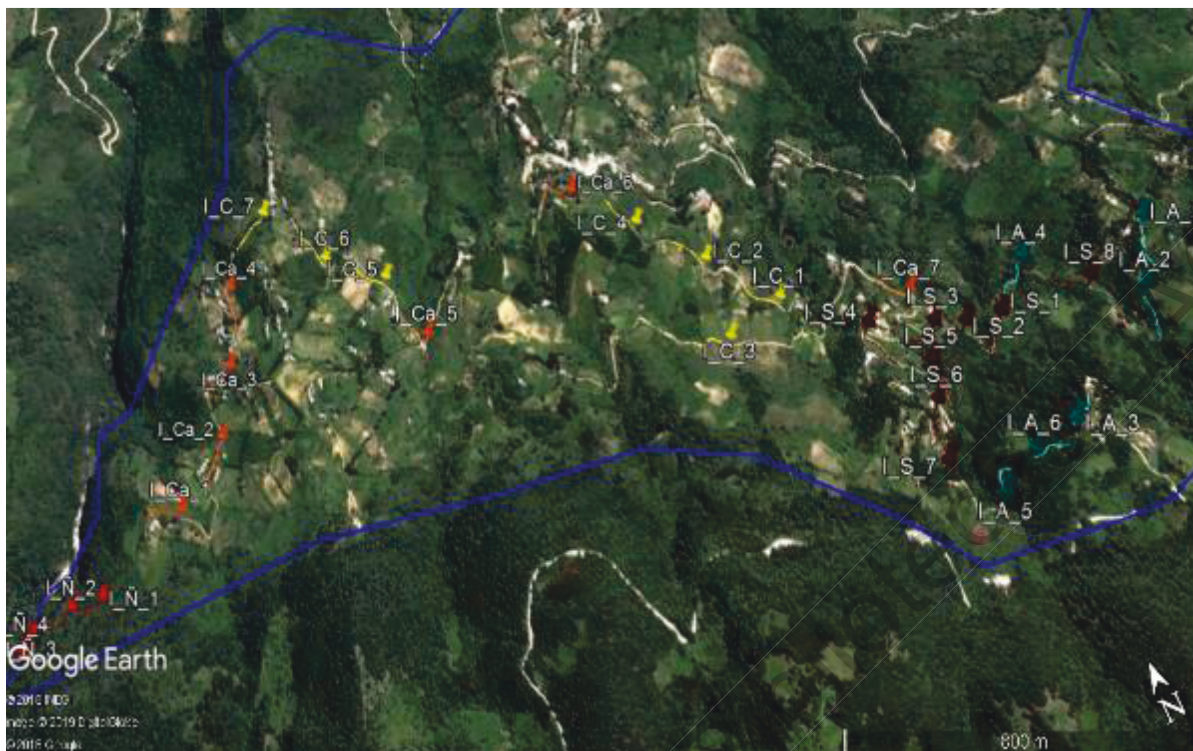


Figura 2. Mapa de transectos para cada ambiente. Se observan los límites aproximados de la localidad SDG (línea azul) y la ubicación de los transectos en los diferentes ambientes: bosque mesófilo (A- línea azul claro), selva baja caducifolia (Ñ-línea roja), sitios de casa/habitación (Ca-línea naranja), cultivos (C-línea amarilla) y vegetación secundaria (S-línea marrón). El inicio de cada transecto fue marcado con I_clave del transecto_ número de transecto (ejemplo: I_A_1).

5.3 Análisis de datos

5.3.1 Inventario de la avifauna

La estimación de la completitud del inventario se hizo utilizando el estimador no paramétrico Chao2, obtenido con el programa Estimates 9.1.0. (Colwell, 2013). Chao2 ha sido uno de los estimadores no paramétricos más utilizados para estimar la riqueza de un sitio y está basado en la presencia de una especie en una y dos unidades de muestreo (Escalante, 2003; Chao, 2005; Gonzáles-Oreja *et al.*, 2010).

El listado de especies de avifauna está organizado en el orden de la American Ornithologist Union (AOU, 2018; Chesser *et al.*, 2019), con órdenes, familias, nombre común en inglés y nombre común en español según Berlanga-García *et al.* (2017), estatus de conservación según

la NOM 059 (SEMARNAT, 2010), endemismo según González–García y Gómez de Silva (2003), patrones de distribución y estatus migratorio (residente, migrante de invierno, migrante de verano, ocasional) según Howell y Webb (1995). Se mencionan las especies que son nuevos registros para el área y las especies que son registros sobresalientes por: a) estar fuera de su distribución normal según Howell y Webb (1995), b) estar en un época que no corresponde, c) sea una especie rara por alguna razón diferente. González–García y Gómez de Silva (2003) han propuesto tres categorías de endemismo: Endémicas a un país, estado o región; cuasiendémicas, que son especies cuya distribución fuera de México es debida a la continuidad del hábitat o sistemas orográficos y no es mayor a 35,000 km²; y semiendémicas, que son especies que son endémicas a un país o región sólo durante una época del año.

5.3.2 Diversidad Alfa

El uso de índices de diversidad, como el índice de Simpson y el índice de Shannon-Wiener, presentan un problema para la medición de la diversidad de especies, ya que suelen incorporar la riqueza y la abundancia en un solo valor sin dar a conocer la importancia de cada uno de estos componentes, además que los diferentes índices suelen ser más sensibles a diferentes aspectos de la abundancia de especies, por ejemplo el incluir las especies raras, por lo que no muestran un valor de diversidad real (Hill, 1973; Jost, 2006). Por lo tanto para comparar la riqueza y abundancia de especies entre los diferentes ambientes establecidos se tomaron en cuenta los órdenes de diversidad de los números de Hill (números efectivos de especies), en específico el orden de diversidad cero (⁰D), que no considera la abundancia y corresponde a la riqueza de especies, y el orden de diversidad uno (¹D), que considera la abundancia relativa de cada especie, (Hill, 1973; Jost, 2006).

El análisis se llevó a cabo a una misma cobertura de muestra (0.85) en el programa iNEXT, que utiliza interpolaciones y extrapolaciones de los datos (Chao *et al.*, 2016). Se utilizaron intervalos de confianza del 84%, que son apropiados para inferencias equivalentes a $p < 0.05$ (Payton *et al.*, 2004).

5.3.3 Diversidad beta

Para la comparación de la composición de especies de las comunidades de los ambientes, se utilizó la técnica de Escalamiento Multidimensional no Paramétrico (NMDS por sus siglas en inglés) con el programa PAST 3 (Hammer *et al.*, 2001). Este método es frecuentemente elegido para la representación gráfica de las relaciones de comunidad (Clarke, 1993). En esta técnica la estimación de similitud entre zonas fue calculada con el índice de Bray-Curtis, el cual considera la diferencia de abundancia de cada especie (Magurran, 2004).

Para verificar la significancia de los grupos observados en la prueba anterior, se efectuó una prueba de similitudes ANOSIM, la cual es una prueba no paramétrica que prueba la hipótesis nula de que no existen diferencias en la composición de las comunidades entre hábitats, y se utiliza normalmente en muestras de datos donde se comparan grupos en cambios temporales o espaciales (Hammer, 2011). En una segunda prueba se compararon todos los hábitats entre sí con la corrección de Bonferroni para disminuir el riesgo de falsas diferencias significativas, con el uso del índice de similitud de Bray-Curtis (Magurran, 2004). Estos análisis también se realizaron en el programa PAST 3 (Hammer *et al.*, 2001).

La evaluación de la escala espacial de la diversidad beta se llevó a cabo con un análisis de partición de beta mediante un modelo aditivo (Veech *et al.*, 2002; Jurasinski *et al.*, 2012) con el programa PARTITION 3 (Veech y Crist, 2009), mediante el modelo siguiente:

$$\gamma = \alpha + \beta_{\text{transectos}} + \beta_{\text{ambientes}}$$

donde γ es la diversidad gamma (el total de las especies en la localidad), α es la diversidad alfa promedio de las unidades de muestreo (transectos), $\beta_{\text{transectos}}$ y $\beta_{\text{ambientes}}$ son las diversidades beta debidas a la diferencia de composición de especies entre transectos y entre ambientes, respectivamente. Al ser una prueba de dos colas, se utiliza un nivel de significancia de $p < 0.025$ y $p > 0.975$ (Veech y Crist, 2009).

5.3.4 Elección de circuitos de observación de aves

La propuesta de circuitos de observación de aves se desarrolló comparando la riqueza de especies de cada transecto por ambientes y por muestreo estacional (primavera, verano, otoño e invierno). Esto debido a que los transectos de cada ambiente no eran homogéneos, por lo que algunos transectos fueron más susceptibles a la presencia de algunas especies. El tomar en cuenta la estacionalidad es importante ya que la disposición de recursos puede variar, por lo que es importante indicar en que temporada son más frecuentados los ambientes por una mayor diversidad de especies (Adriano Signor y Batista Pinho, 2011).

5.3.5 Especies de mayor atracción e interés de conservación

Para la conservación de especies por su vulnerabilidad se deben considerar prioritarias a las especies que estén catalogadas en alguna categoría de riesgo, seguidas de las especies con algún grado de endemismo (Ceballos y Márquez-Valdelamar, 2000; González-García y Gómez de Silva, 2003). La selección de especies potenciales para el aviturismo se hizo con base en la abundancia, atractivo visual, detectabilidad, endemismo y estado de conservación. Para considerar especies en el aviturismo, tienen que resultar atractivas para dos tipos de observadores de aves según su grado de interés: a) especialistas que buscan distintas prioridades dejando por un lado el atractivo visual y dando mayor valor e interés al grado de endemismo y estado de conservación (la detectabilidad puede ser de alta a baja) y b) observadores recreacionales u ocasionales que sólo consideran el atractivo visual y una fácil detectabilidad (Almendras *et al.*, 2017).

VI. RESULTADOS

6.1 Inventario de la avifauna

Se obtuvieron 803 registros de 102 especies, pertenecientes a 29 familias y nueve órdenes (Anexo 1). Este listado incluyó la visita de reconocimiento, observaciones durante los muestreos y observaciones no sistemáticas adicionales a los horarios de los muestreos. Este listado de la localidad representa el 29.3% de las especies presentes para la RBSG (Carabias-Lillo *et al.*, 1999). La familia más diversa fue Parulidae con 14 especies, seguida de Passerellidae y Cardinalidae con nueve especies cada una. Setenta y cinco especies fueron residentes, 23 especies migratorias de invierno, cuatro especies migratorias en tránsito y ninguna especie migratoria de verano (Anexo 1). Todas las especies se encontraron dentro de su rango de distribución según Howell y Webb (1995).

Las especies residentes más abundantes fueron *Basileuterus rufifrons*, *Leptotila verreauxi*, *Myadestes occidentalis*, *Pipilo maculatus* y *Zenaida asiatica*. Las especies migratorias más abundantes fueron *Cardellina pusilla*, *Ptilogonys cinereus*, *Regulus calendula* y *Setophaga coronata*. En cuanto a especies raras (especies con uno o dos individuos observados durante todo el muestreo) se observaron 28 (Anexo 2), de las cuales 19 son residentes, siete migratorias de invierno y dos migratorias en tránsito.

Se presenta como nuevo registro para el estado de Querétaro, al Batará Barrado (*Thamnophilus doliatus*). Se observó a una pareja de hembra y macho reproductivos durante la temporada de verano perchando en un árbol aislado en el ambiente de cultivos (Figura 4:I). Un tercer individuo macho fue observado en el ambiente de vegetación secundaria durante la temporada de invierno.

El número de especies observadas durante todos los muestreos fue de 82, pertenecientes a 26 familias y ocho órdenes, este es el número de especies que se tomaron en cuenta para realizar los análisis. El estimado de la completitud del inventario fue del 82 %, ya que Chao2 indicó una riqueza estimada promedio de 100 especies.

6.1 Diversidad alfa

Para la riqueza y diversidad el análisis arrojó una cobertura de al menos 0.85 para los ambientes de cultivos, casa/habitación, bosque mesófilo y vegetación secundaria, y de 0.73 para la selva baja caducifolia, la cuál se consideró una cobertura baja y se excluyó de este análisis. Para ambos órdenes de diversidad (0D y 1D) no se observó una diferencia significativa entre los ambientes de cultivos, casa/habitación y bosque mesófilo, sólo la vegetación secundaria presentó una diferencia significativa en D^1 , que no presentó una diferencia significativa para 0D (Figura 3).

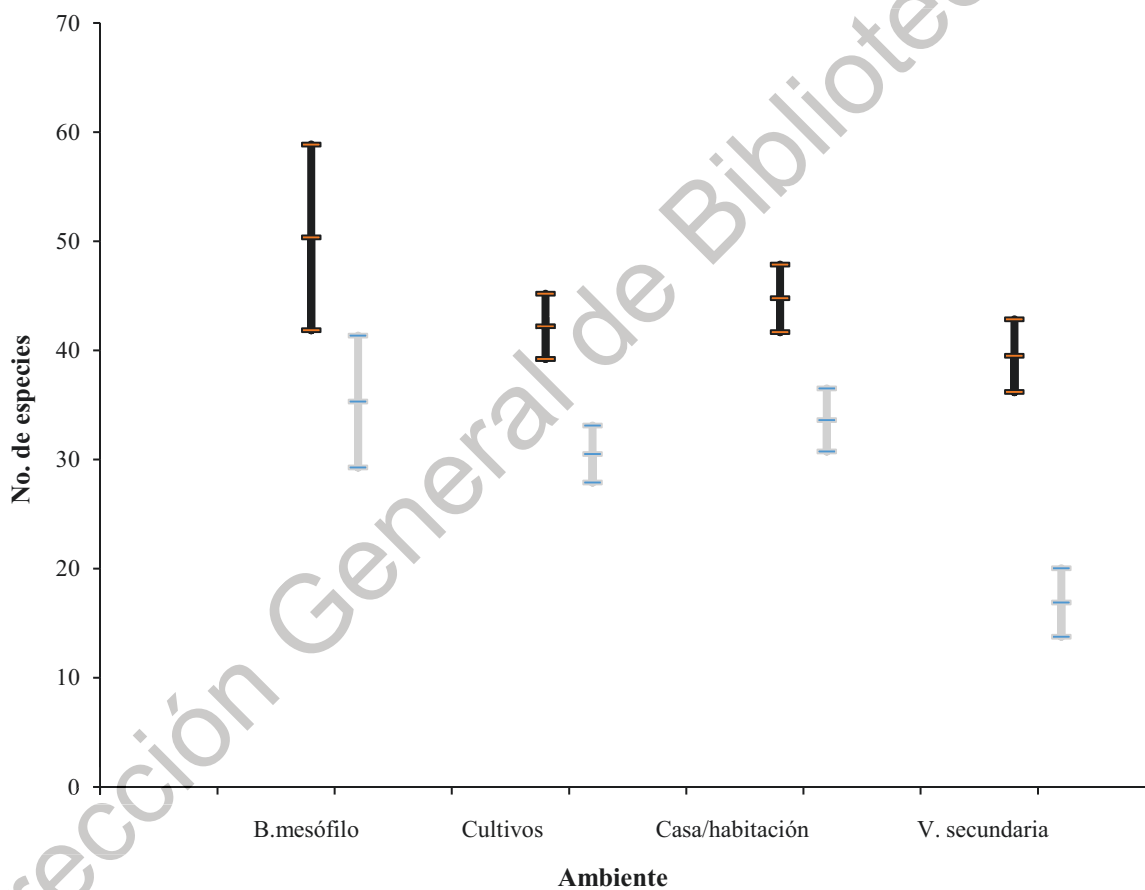


Figura 3. Gráfica de la riqueza y diversidad presente en cada ambiente. Se presenta 0D (riqueza) en color negro y 1D (diversidad) en color gris para cuatro de los cinco ambientes de la localidad SDG. En el eje Y se presenta el número de especies y en el eje X se presentan los ambientes

6.2 Diversidad beta

En cuanto a la composición de especies entre comunidades, la gráfica NMDS dejó ver que hay diferencia entre los ambientes de vegetación natural (bosque mesófilo y selva baja caducifolia) con los ambientes que presentan mayor perturbación (casas y cultivos) (Figura 4). El ambiente de vegetación secundaria engloba todos los ambientes, excepto la selva baja caducifolia, lo que indica que los transectos de este ambiente son heterogéneos, y algunos se parecen a los ambientes más conservados y otros a los más perturbados.

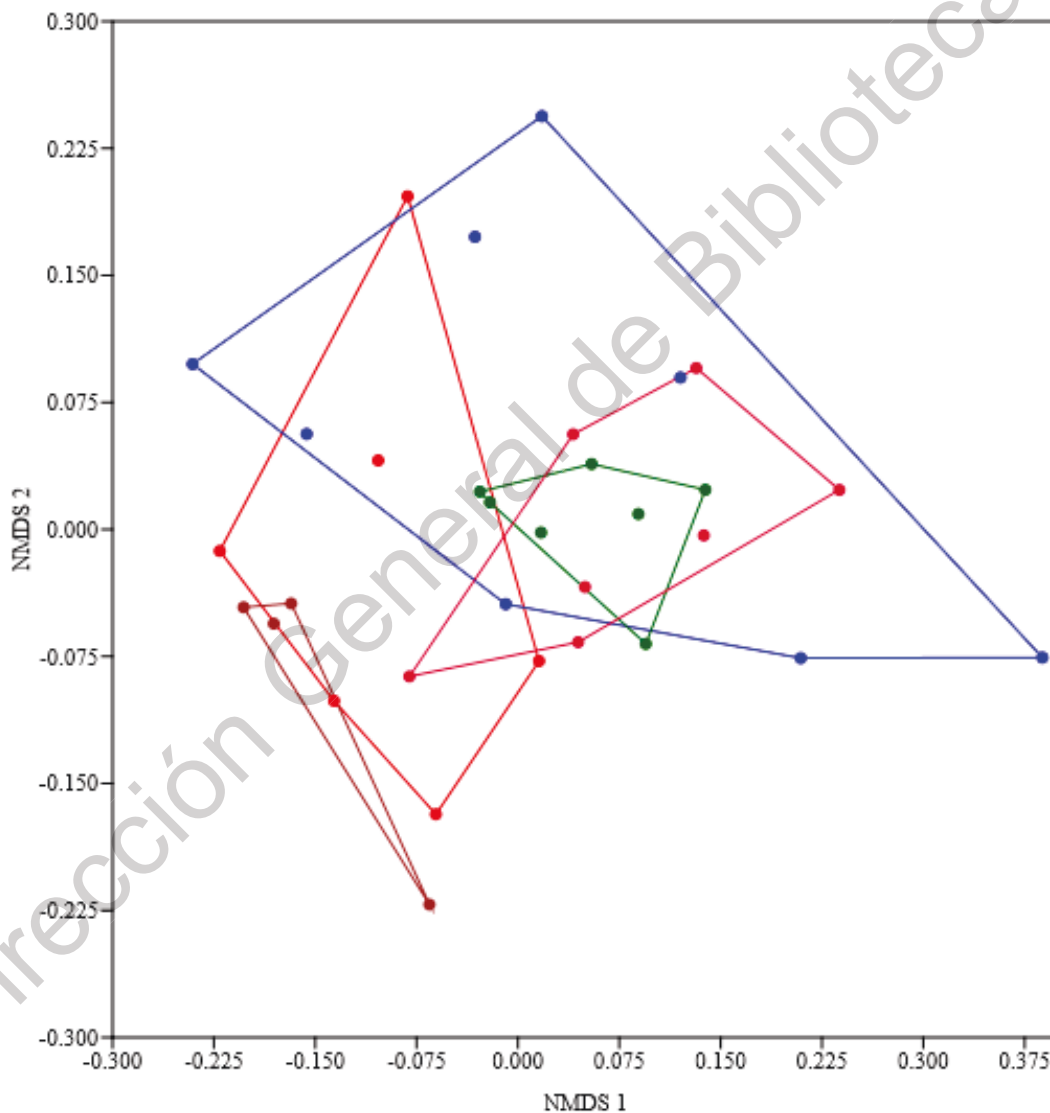


Figura 4. Gráfica NMDS que presenta las diferencias entre los ensamblajes de aves de los diferentes ambientes: bosque mesófilo (rojo), selva baja caducifolia (marrón), vegetación secundaria (azul), cultivos (rosa) y casa/habitación (verde).

El análisis de ANOSIM arrojó una $P = 0.0012$, por lo que sí existe una diferencia significativa entre los ensambles de comunidades de los ambientes, y una $R = 0.2212$ que nos indica que esta diferencia no es amplia. La prueba adicional de comparación entre pares de ambientes (Tabla 1) mostró que el ambiente de cultivos es significativamente diferente del bosque mesófilo, y el ambiente de casa/habitación es diferente significativamente del bosque mesófilo y de la selva baja caducifolia. La vegetación secundaria no mostró diferencias significativas con ningún ambiente.

Tabla 1. Comparación entre pares de ambientes con corrección de Bonferroni. Se marcan en rojo las diferencias significativas entre ambientes.

	B. mesófilo	S. baja caducifolia	Cultivos	Casa/habitación	V. secundaria
B. mesófilo		1	0.026	0.008	0.596
S. baja caducifolia	1		0.06	0.037	0.0107
Cultivos	0.026	0.06		0.999	1
Casa/habitación	0.008	0.037	0.999		0.054
V. secundaria	0.596	0.107	1	0.054	

En la partición beta a escalas todos los resultados fueron significativos. El promedio de riqueza (diversidad alfa) en todos los transectos es de 11.9 especies, la diversidad beta entre transectos es 27.3, y la diversidad beta entre ambientes es de 42.8.

6.3 Circuitos de observación de aves

Durante la primavera la riqueza no muestra diferencias significativas en los diferentes ambientes, con excepción de la vegetación secundaria. En verano e invierno la variación se observa entre los transectos dentro de los ambientes. En la temporada de otoño es cuando se observa una disminución de la riqueza en todos los ambientes (Figura 5).

La riqueza en el bosque mesófilo durante la primavera es relativamente constante y todos los transectos son adecuados para la observación de aves, sin embargo esta constancia disminuye en verano. Durante el otoño disminuye, aumentando nuevamente en invierno. En la selva baja caducifolia es baja en todos los transectos durante todas las temporadas, siendo más o menos constante entre todos los transectos durante la temporada de primavera y verano. La riqueza en el ambiente de sitios de casa/habitación y cultivos durante las temporadas de primavera, verano e invierno no suele variar, manteniéndose alta. En el ambiente de vegetación secundaria se observa variación de la riqueza entre temporadas a lo largo del año y entre transectos. Durante la primavera se observan diferencias amplias entre los transectos, y tres de ellos presentan alta riqueza. Durante el verano se mantiene más o menos constante en la mayoría de los transectos, disminuye durante la temporada de otoño y en invierno vuelve a aumentar (Figura 5).

Al considerar estas diferencias entre transectos y entre ambientes durante las diferentes temporadas del año, la ubicación que se propone para los circuitos de observación de aves es en los ambientes de bosque mesófilo, sitios de casa/habitación, cultivos y vegetación secundaria. En cuanto a la observación de aves por temporadas es recomendable colocar los circuitos de observación de aves durante las temporadas de primavera, verano e invierno. El llevar a cabo observaciones de aves durante la temporada de otoño no es tan viable por la baja riqueza que se presenta en la mayoría de los transectos de todos los ambientes.

6.4 Especies de mayor atracción e interés de conservación

Se registraron tres especies endémicas a México: *Atlapetes pileatus*, *Campylorhynchus gularis* y *Melanotis caerulescens*; seis especies cuasiendémicas: *Arremonops rufivirgatus*, *Basileuterus rufifrons*, *Coccothraustes abeillei*, *Icterus gaudacauda*, *Junco phaeonothus* y *Toxostoma longirostre*; y ocho especies semiendémicas: *Archilochus alexadri*, *Cyananthus latirostris*, *Empidonax occidentalis*, *I. bullockii*, *I. parisorum*, *Lampornis clemenciae*, *Pheucticus melanocephalus* y *Vireo cassini*. *A. alexadri* y *V. cassini* sólo fueron observados en el bosque mesófilo, mientras que *I. parisorum* sólo en los sitios de casa/habitación, y *A. rufivirgatus* y *C. latirostris* en los cultivos (Anexo 2). Las demás especies fueron registradas en dos o tres ambientes y *B. rufifrons* en todos los ambientes.

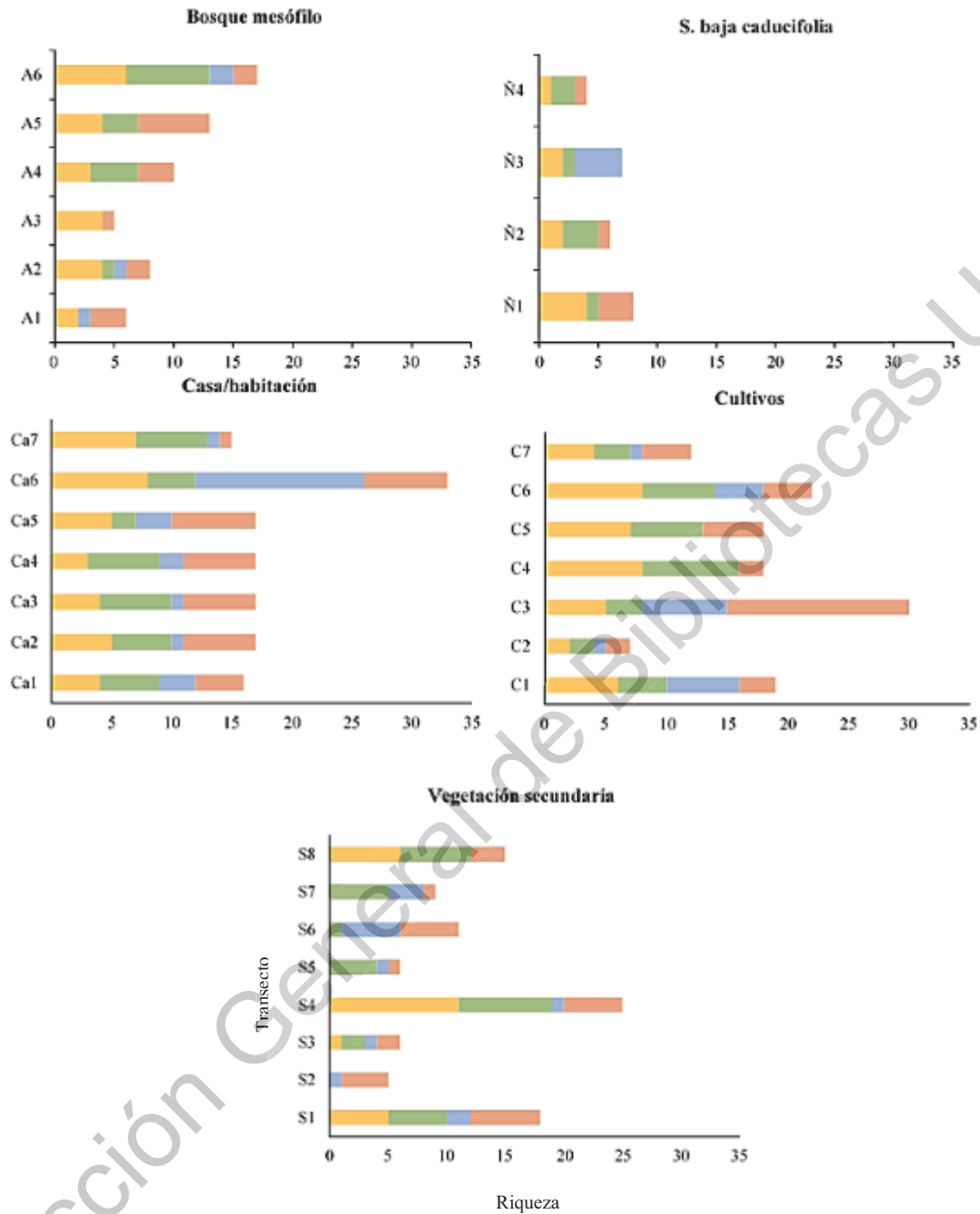


Figura 5. Riqueza de aves por transecto en cada ambiente durante las diferentes temporadas del año. Primavera (amarillo), verano (verde), otoño (azul) e invierno (rosa), A= bosque mesófilo, B=Selva baja caducifolia, C=sitios de casa/habitación, D= cultivos y E=vegetación secundaria. En el eje Y se presentan el número de transectos y en el eje X se presenta el número de especies.

En cuanto a las especies con algún estado de conservación dentro de la NOM 059 (Anexo 3), se presenta una especie en peligro de extinción: *Ara militaris*, que fue observada en todos los ambientes. En protección especial tres especies: *Accipiter cooperii*, *Catharus mexicanus* y *Myadestes occidentalis*, las dos primeras fueron observadas en bosque mesófilo y casa/habitación, mientras *M. occidentalis* fue observada en todos los ambientes.

Las especies potenciales para los observadores especialistas por presentar cierto grado de conservación, endemismo y/o rareza, además de atractivo visual son: *Ara militaris*, *Atlapetes pileatus*, *Catharus mexicanus*, *Coccothraustes abeillei*, *Icterus bullockii*, *I. parisorum*, *Junco phaeonotus*, *Lampornis clemenciae*, *Melanotis caerulescens*, *Myadestes occidentalis* y *Pheucticus melanocephalus* y *Thamnophilus doliatus* (Figura 6).

Adicional a las especies anteriores, para los observadores recreacionales, las especies que presentan un atractivo visual y son de fácil detectabilidad son: *Cyclarhis gujanensis*, *Cyanocorax yncas*, *Eugenes fulgens*, *Euphonia elegantissima*, *Hylocharis leucotis*, *Myioborus pictus*, *Myiozetetes similis*, *Passerina caerulea*, *Sialia sialis*, y *Thraupis abbas* (Figura 7).

Como apoyo a los habitantes de la localidad se elaboró una guía fotográfica introductoria de las especies de la localidad SDG (Anexo 4), las imágenes de las especies son fotografías tomadas por el equipo de trabajo que colaboró en este proyecto, por lo mismo no se presentan todas las imágenes del listado total de especies, ya que en ocasiones la fotografía de algún individuo de alguna especie salía borrosa o simplemente no se logró tomar una fotografía por diferentes situaciones, en total se presentan 40 imágenes de diferentes especies. En la guía se indica con un símbolo de color el tipo de ambiente en el que pueden encontrar a la especie según nuestras observaciones durante los muestreos.

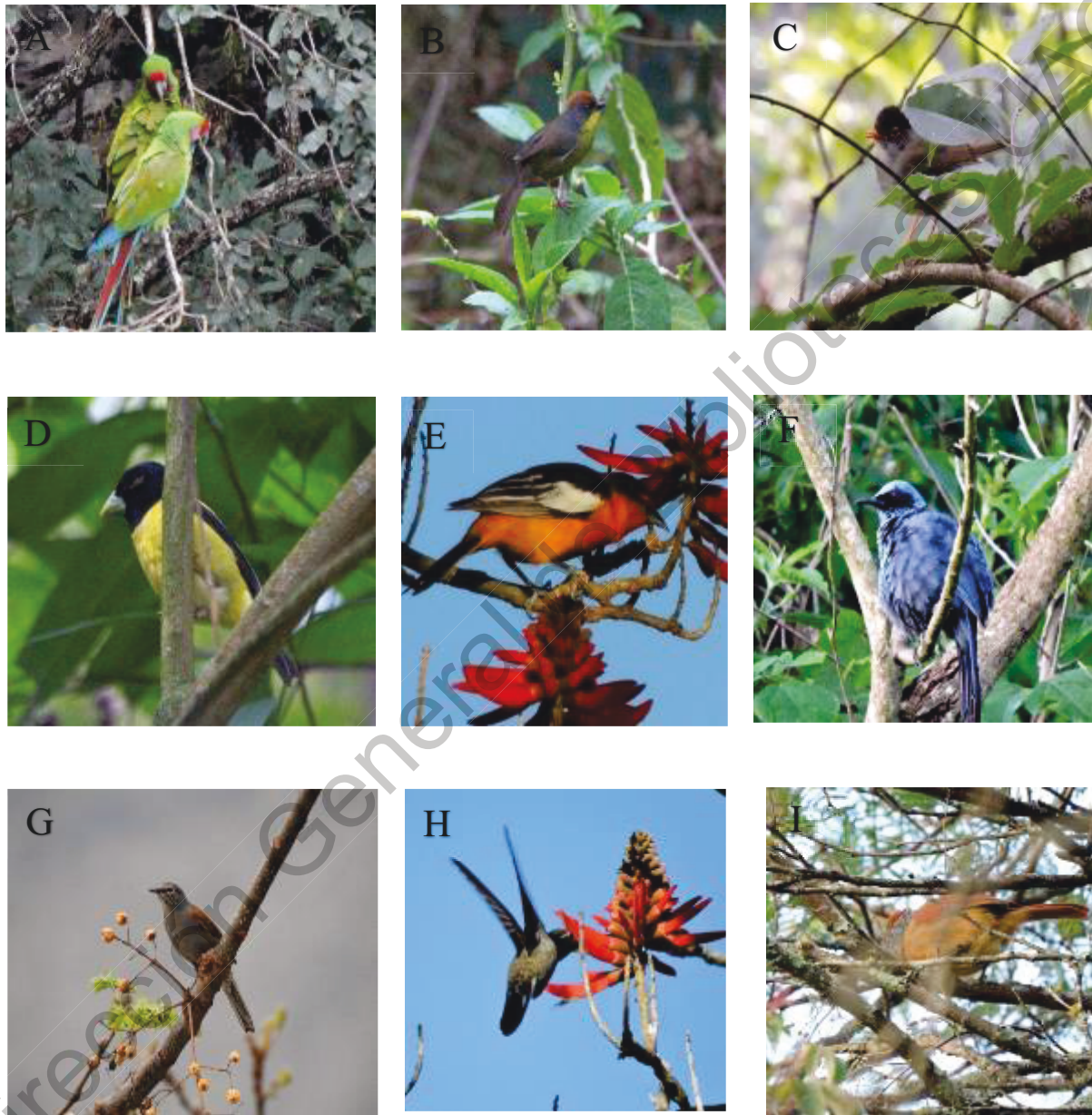


Figura 6. Especies atractivas y de interés para observadores especialistas: A) *Ara militaris*, B) *Atlapetes pileatus*, C) *Catharus mexicanus*, D) *Coccothraustes abeillei*, E) *Icterus bullockii*, F) *Lampornis clemenciae*, G) *Melanotis caerulescens*, H) *Myadestes occidentalis* e I) *Thamnophilus doliatus*. Fotos tomadas por: Anaya Padrón María Giovana (A-F y H), Nava Remedios (G) y Pineda López Rubén (I).

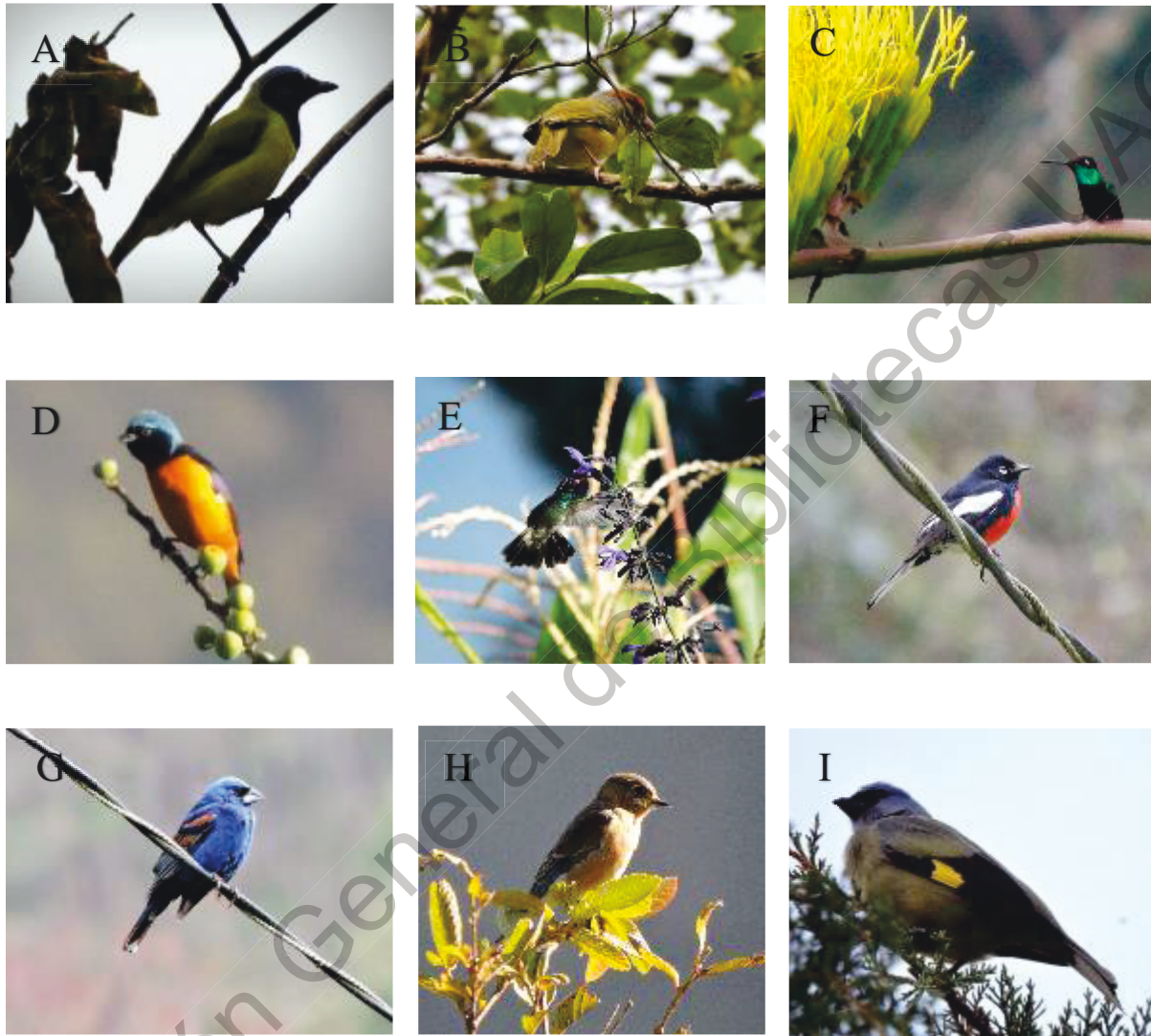


Figura 7. Especies atractivas y de interés para observadores recreacionales: A) *Cyanocorax incas*, B) *Cyclarhis gujanensis*, C) *Eugenes fulgens*, D) *Euphonia elegantissima* E) *Hylocharis leucotis* F) *Myioborus pictus* G) *Passerina caerulea*, H) *Sialia sialis* e I) *Thraupis Abbas*. Fotos tomadas por: Anaya Padrón María Giovana (A, B,E-G e I), Pineda López Rubén (H), Velasco Erik Daniel (C y D).

VII. DISCUSIÓN

7.1 Inventario de la Avifauna

Se considerará que se alcanzó un alto porcentaje de completitud del muestreo (82%). Es bien conocido que la riqueza de especies de un grupo, sea cual sea, no puede ser conocida en su totalidad, ya que los inventarios completos son imposibles de lograr y dependen de la resolución temporal y espacial utilizada en el muestreo (González-Oreja *et al.*, 2010). Ante esto, el uso de Chao 2 para la medición de la diversidad de un sitio ha mostrado ser confiable, ya que es uno de los estimadores que mejor se comportan (Walther y Moore, 2005; González-Oreja *et al.*, 2010). Sin embargo, no existe un estimador que sea adecuado para todas las situaciones de medición de diversidad de especies, por lo que diferentes autores han reportado comportamientos distintos para diferentes estimadores (González-Oreja *et al.*, 2010).

La alta riqueza observada está asociada a la heterogeneidad que presenta en cada uno de sus ambientes y por ende en todo el paisaje, como se ha observado en otros trabajos (Mendonça-Lima *et al.*, 2016; Almazán-Núñez *et al.*, 2018). La avifauna de SDG representa un alto porcentaje (29.3 %) de la avifauna total de la RBSG (Pineda-López *et al.*, 2016), lo cual es significativo para una localidad relativamente pequeña que presenta vegetación altamente fragmentada y perturbada, pero que contiene una diversidad de ambientes atractivos para la avifauna, por lo que es necesario evitar más daño a los ecosistemas naturales y aplicar métodos de conservación en el sitio y sus alrededores.

7.2 Diversidad alfa

Los ambientes naturales y los perturbados no presentaron diferencias en riqueza de especies. En otros estudios se ha observado mayor riqueza en la vegetación natural (Ramírez-Albores, 2010; Ramírez-Albores y Pérez-Suárez, 2018), lo cual puede ser debido a que los sitios naturales donde se llevaron a cabo dichos estudios estén más conservados que nuestro sitio de estudio, o bien, sus sitios perturbados pueden presentar mayor grado de perturbación. Sin embargo, un indicativo de que las zonas naturales de la localidad estudiada también presentan algún grado de perturbación, es el hecho de que presentaron sólo cuatro especies exclusivas,

mientras que en los sitios de casa/habitación se presentaron 24, lo cual contrasta con que en los estudios antes citados los ambientes naturales presentaron el mayor número de especies exclusivas (Ramírez-Albores, 2010; Ramírez-Albores y Pérez-Suárez, 2018). Según Gil-Tena *et al.* (2007), podemos considerar especialistas o sensibles a las especies que están asociadas solo a un tipo de ambiente natural, en este caso al bosque mesófilo o a la selva baja caducifolia. Las demás especies se consideran generalistas, ya que no están fuertemente ligadas a un solo tipo de hábitat (Anexo 2).

Además, la mayor riqueza de aves nativas y de especies sensibles se espera encontrar en sitios con vegetación natural (Cárdenas *et al.*, 2003; Rueda-Hernandez *et al.*, 2015), sin embargo, en el presente estudio solo se presentaron especies sensibles (*sensu* Almazán-Núñez *et al.*, 2018) en sitios de casa/habitación: *Lepidocolaptes affinis* (asociada a bosques de pino o pino-encino) y *Vireo huttoni* (asociada a ambientes con abundancia de arbustos); mientras que se observaron especies consideradas generalistas (*sensu* Almazán-Núñez *et al.*, 2018) en los ambientes de vegetación natural, posiblemente debido a que al ser parches relativamente pequeños de vegetación natural, estas especies son las que lograron permanecer. Se ha reportado en México que parches de bosque de niebla de diferentes tamaños tienen diferencias en su composición de especies de aves, aumentando las especies de ambientes perturbados en parches de tamaño mediano (Rueda-Hernandez *et al.*, 2015).

La alta riqueza y diversidad de aves en los ambientes de casa/habitación y cultivos puede estar asociada a la diversidad de recursos que estos ambientes ofrecen, por la presencia de diversos árboles frutales como plátano (*Musa paradisiaca*), papaya (*Carica papaya*), guayaba (*Psidium guajava*) y diversos cítricos; así como diferentes variedades de cultivos estacionales que rotan conforme la temporada, como maíz (*Zea mays*) y alberjón (*Vicia* sp.) (*obs. pers.*). La presencia algunos árboles nativos aislados también es importante en dichos ambientes, ya que en ellos se observó un importante número de especies de aves, y se ha demostrado que conectan los ambientes y permiten el movimiento de los individuos entre estos (Cárdenas *et al.*, 2003; Ramírez-Albores 2010; Sáenz *et al.*, 2013). Otro factor que favorece la riqueza de especies es la cercanía que tienen los ambientes perturbados con los ambientes de vegetación natural, debido a que los campos de cultivos de la zona son de tamaño reducido al ser ejidales, lo cual es propio de la estructura rural tradicional en muchas partes de México (Sancho y Reinoso

2012). También la presencia de matorrales cercanos a los caminos permite el movimiento y refugio para las aves (*obs. Pers*). Todo lo anterior puede explicar la riqueza de especies en zonas perturbadas, debido a que se provoca una mayor heterogeneidad del hábitat (Martínez *et al.*, 2015).

Estos resultados apoyan el que los paisajes agropecuarios pueden conservar un porcentaje importante de especies nativas, siempre y cuando estos ambientes presenten heterogeneidad en el hábitat y se observen parches de vegetación natural cerca, como ya ha sido señalado por Martínez *et al.* (2015), pues suelen ofrecer una alta diversidad de recursos. Cuando este tipo de ambientes estén presentes en el paisaje deben ser tomados en cuenta en los planes de manejo y conservación de biodiversidad (Cardenas *et al.* 2003, Harvey 2004), y son base de una agricultura sostenible (Martínez *et al.*, 2015). Inclusive, en la RBSG se ha reportado que los ambientes perturbados presentan mayor riqueza de especies que los ambientes naturales (Hiley *et al.*, 2016), sin embargo, hay que considerar que la avifauna presente en sistemas perturbados a nivel de paisaje en la RBSG presenta una diversidad beta reducida, debido a una mayor homogeneidad de su composición de especies, con lo que la riqueza de especies a nivel de paisaje (diversidad gamma) puede reducirse si estos ambientes perturbados aumentan (Hiley *et al.*, 2016). De acuerdo a lo observado, la hipótesis planteada en este trabajo no se cumple, ya que los ambientes perturbados presentan riqueza y diversidad de especies similares a los ambientes más conservados. Sin embargo, la riqueza de los ambientes perturbados es importante.

7.3 Diversidad beta

La diferencia entre los ensamblajes de cada ambiente puede estar asociada a diferencias en la estructura de la vegetación y en los recursos que ofrece (Gil-Tena *et al.*, 2007; Mendonça *et al.* 2016; Almazán-Nuñez *et al.*, 2018). En este sentido, la diversidad de ambientes y sus recursos en la localidad SDG favorecen la presencia de diferentes especies, y por lo tanto de diferencias en los ensamblajes de aves de los ambientes perturbados respecto de los naturales, especialmente en el caso del ambiente de casa/habitación. En el caso de los ambientes naturales, el bosque mesófilo y la selva baja caducifolia, la cobertura arbórea es la

predominante y bastante densa, lo que ayuda a explicar la similitud entre sus ensamblajes de aves. En los ambientes de casa/habitación y cultivos se presenta una amplia reducción de la vegetación original, que es reemplazada por cultivos y árboles, arbustos y herbáceas exóticas que proveen variedad de recursos (Bock *et al.*, 2008; Almazán-Núñez *et al.*, 2018), así como cercos vivos y árboles aislados nativos que permiten la fácil movilidad de los individuos y sitios de descanso; estos elementos atraen a diversas especies (Martin *et al.*, 2009; Adriano Signor y Batista Pinho, 2011; Almazán-Núñez *et al.*, 2018) y mantienen a ensamblajes de aves similares, lo cual concuerda con la baja diversidad beta ya reportada para ambientes perturbados en la RBSG y en la cuenca del río Balsas, lo que es causa de homogeneización biótica (Hiley *et al.*, 2016; Vázquez-Reyes *et al.*, 2017). También se ha observado que la relativa alta riqueza de especies de aves en ambientes con baja densidad de casas, disminuye al aumentar su densidad, como es común en áreas urbanas (Bock *et al.*, 2008).

La composición de aves del ambiente de vegetación secundaria no tuvo diferencias con ninguno de los otros ambientes. Esto está asociado a que presentó transectos heterogéneos, con acahuales en diferentes estados de sucesión, por lo que las especies de plantas y la estructura de la vegetación varía, al igual que la composición de aves, que en algunos casos tiene afinidad con sitios naturales, y en otros con ambientes perturbados, por lo que incluye especies de los demás ambientes (Almazán-Núñez *et al.*, 2018). Entre las especies registradas en este ambiente de vegetación secundaria, posiblemente se incluyen especies en movimiento de ambientes perturbados a los ambientes de vegetación natural y viceversa, como ha sido observado por Mendonça-Lima *et al.* (2016), lo cual es muy factible dada la cercanía con los demás ambientes.

Como se mencionó anteriormente, los transectos de cada ambiente presentaron diferencias entre ellos de estructura y vegetación, por lo que cada ambiente es heterogéneo, y en cada transecto se van a encontrar diferentes recursos y diferente disponibilidad de ellos. Es por esto que se desarrolló la prueba de partición beta a escalas, que mostró que si bien existen diferencias entre los transectos de cada ambiente en cuanto a diferentes variables, como las diferentes especies de plantas presentes y la diferencia de la densidad de la vegetación en cada transecto, las diferencias en composición de especies de aves fueron considerablemente mayores (57%) entre ambientes (beta ambientes).

Los resultados de diversidad beta indican que para aumentar las especies a observar en la localidad, hay que considerar recorridos que incluyan diferentes ambientes. Así mismo, es necesario considerar a los diferentes ambientes en acciones de conservación, en especial a los remanentes de vegetación natural que ya se encuentra bastante reducida y que puede mantener especies que se encuentran globalmente en decline poblacional (Hiley *et al.*, 2016), lo cual es necesario para la persistencia a largo plazo de muchas especies de aves (Ruiz-Gutiérrez *et al.*, 2010), incluyendo parches pequeños de vegetación natural que son importantes para la biodiversidad en general (Lindenmayer, 2019; Wintle *et al.*, 2019). Reforestar zonas perturbadas incluyendo cercas vivas y árboles aislados que tienen importancia para las aves (Harvey *et al.*, 2004; Martin *et al.*, 2009), como ha sido sugerido para paisajes similares en México (Vallejo *et al.*, 2014; Vázquez-Reyes *et al.*, 2017). Los ambientes perturbados también hay que considerarlos en la conservación de las aves, como lo indican los resultados de este trabajo y diferentes autores para paisajes rurales heterogéneos (Harvey *et al.*, 2008; González-Valdivia *et al.*, 2012; Mulwa *et al.*, 2012; Carranza-Quiceno *et al.*, 2018), lo cual también se ha reportado para otros grupos faunísticos (Monck-Whipp *et al.*, 2018).

7.4 Circuitos de observación de aves

La variación de la presencia de las especies durante las distintas temporadas en los diferentes ambientes, puede deberse a que el cambio de temporada modifica la disponibilidad de alimento en los ambientes e incluso en los transectos de un mismo ambiente, ya que éstos no presentan una estructura homogénea. Algunas especies pueden depender de varios hábitats a lo largo del año, esto por la fluctuación de recursos, lo cual suele ser más notable en especies residentes (Adriano Signor y Batista Pinho, 2011) y en las especies consideradas generalistas (Almazán-Núñez *et al.*, 2018). La alta heterogeneidad que presenta el paisaje les ayuda a explotar los recursos a lo largo del año en los diferentes ambientes (Martínez *et al.*, 2015). Por lo tanto el que la mayoría de las especies sean generalistas permitirá explotar el aviturismo en los diferentes ambientes.

La baja riqueza que se observa en la selva baja caducifolia durante todas las temporadas puede deberse al esfuerzo de muestreo (pocos transectos muestreados), al igual que la cobertura

arbórea era demasiado densa y dificultaba la observación de individuos. Sin embargo los senderos y miradores ya establecidos fueron colocados para la observación de la guacamaya verde en los sitios donde suele anidar y perchar (Gaucín, 2000), entre otros motivos. Por lo que este ambiente, a pesar de no ser adecuado para realizar aviturismo a lo largo del año para observar diversidad de especies, se puede utilizar para la observación de la guacamaya verde durante épocas de reproducción y post-reproducción, sin recurrir a la perturbación de los individuos (Gaucín, 2000). Se propone realizar los circuitos de observación de aves en todos los demás ambientes durante las temporadas de primavera, verano e invierno, incluyendo los ambientes de sitios de casa/habitación y cultivos, pues estos ambientes si presentan riqueza en algunos de sus transectos.

Los transectos que presentan la mayor riqueza en los diferentes ambientes, un promedio arriba de 15 especies a lo largo del año, podrían considerarse como áreas de concentración de especies, y pueden ser tomadas como sitios clave en los itinerarios para los observadores de aves. La particularidad de una zona o región suele ser uno de los factores más importantes para realizar la observación de aves, pues pueden atraer especies importantes o llamativas, convirtiéndose en un recurso efectivo para realizar la actividad ecoturística (Almendras *et al.*, 2016). En este caso donde se cumple esta función es en los transectos A6, todos los transectos dentro del ambiente de los sitios casa/habitación y cultivos, exceptuando C2 y C7, y S1, S4 y S8. En esta situación los habitantes de la localidad que laboren como guías podrían conocer con mayor exactitud los sitios donde se observe mayor diversidad de aves en determinada temporada, ya que ellos tienen conocimiento empírico de las variaciones de los recursos que presentan los ambientes a lo largo del año. Incluso se podría considerar la opción de colocar cabinas o torres adecuadas para la observación de aves en algún punto de los transectos que presentaron mayor riqueza.

7.5 Especies de mayor atracción e interés de conservación

La presencia de la guacamaya verde y de especies con cierto grado de endemismo que se mencionan en el presente estudio le dan a la localidad un alto valor de importancia y atracción para el ecoturismo y para la conservación. En cuanto a conservación, la importancia de las

especies endémicas es que su sobrevivencia en estado silvestre sólo se podrá mantener si se llevan a cabo acciones de conservación en la localidad donde están presentes (González–García y Gómez de Silva 2003).

Entre las especies del estudio se considera de gran importancia a la guacamaya verde. La localidad SDG, junto con el Sótano del Barro, se encuentra en una de las pocas rutas de desplazamiento dentro de la RBSG, ya que ciertas áreas de la cañada de El Infiernillo funge como dormitorio y sitio de forrajeo estacional (Ramírez-Albores 2016). Esta especie ha sido una de las más afectadas por la pérdida de hábitat, ya que a pesar de que es difícil el acceso a las cañadas donde suele anidar y refugiarse, éstas se encuentran bajo una fuerte presión antrópica por el crecimiento de las poblaciones de las localidades donde se encuentran (Pedraza-Ruíz, 2009; Ramírez-Albores, 2016). Además que en años pasados algunos individuos fueron ahuyentados y sacrificados por agricultores ya que dentro de sus hábitos alimenticios suelen utilizar cultivos de maíz y de árboles frutales como durazno, ciruela, entre otros (Gaucín, 2000; Pedraza-Ruíz, 2009) y de producción como la nuez de castilla (*Carya illinoensis*) y el nogal (*Junglans mollis*). Lo anterior fue mencionado por habitantes de la localidad SDG.

Agregado a esto, la guacamaya verde suele utilizar en su dieta principalmente el fruto de bola paraíso (*Melia azedarach*), que sus árboles encuentran restringidos a los alrededores de la localidad de SDG y algunos dispersos en la zona (Gaucín, 2000), sin embargo este árbol es introducido de Asia (Hanan Alipi y Mondragon Pichardo, 2009). Otras especies dentro de su forrajeo son el mocoque (*Pseudobombax ellipticum*), palo arco (*Lonchocarpus rugosus*), y palo corral (*Lysiloma microphylla*), que se distribuyen poco entre los fragmentos de selva baja caducifolia, y también encinos (*Quercus affinis*, *Quercus castanea* y *Quercus crassifolia*) que a pesar de ser las especies más abundantes suelen estar expuestos a la tala intensa por habitantes de la localidad para utilizarlos como leña (Gaucín, 2000).

Las especies endémicas o con algún estado de conservación con rasgos llamativos pueden funcionar de especies sombrilla y/o especies bandera, pues esto beneficia a la protección de los hábitats donde están presentes y por ende a las demás especies que los habitan (González-García y Gómez de Silva 2003), en este caso la guacamaya verde toma el lugar como especie bandera para la localidad SDG, ya que suele atraer turistas para su observación, filmación y

fotografía en la cañada de El Infiernillo (Gaucín, 2000). Sin embargo esta especie no esta presente en la localidad durante todas las temporadas del año, por lo que es necesario identificar otras especies llamativas y carismáticas para practicar el aviturismo a lo largo del año y que esta actividad resulte viable para atraer turistas por razones diferentes a la observación de aves (Gómez de Silva, 2011).

Por lo que en este trabajo se presentan 11 especies con cierto grado de importancia para la conservación y que además por su tamaño y color resultan atractivas, además de nueve especies sin ningún grado de importancia para la conservación, pero que igualmente pueden resultar carismáticas para los turistas que practican el aviturismo. Estas especies no son raras o desconocidas, por lo tanto no sólo atraen el interés de ornitólogos con propósitos de investigación, si no que son patrimonio de México, especialmente las especies endémicas, y de la localidad dónde se encuentran, por lo cual representan un buen recurso para el aviturismo (Cantú y Sánchez, 2011).

Al llevar a cabo una actividad enfocada en la conservación, como en este caso el aviturismo, es importante que para lograr un desarrollo óptimo se involucre a los habitantes de la localidad enfatizando aspectos de educación ambiental respecto a dar información de la zona y de las especies presentes (Gaucín, 2000) y dar difusión de esta actividad ecoturística y sus beneficios como una alternativa de sustento para la población, evitando que siga la fragmentación del habitat (Almendras *et al.*, 2016). Con el fomento del aviturismo se puede abrir una oportunidad de visita y hospedaje en las localidades rurales, que contribuiría con la economía de las áreas ganaderas de la zona (Almendras *et al.*, 2016). Como complemento, se elaboró una guía introductoria (Anexo 4) que se entregará a los habitantes de la localidad del SDG que laboren como guías de observación de aves.

VIII. CONCLUSIONES

La riqueza de especies no presentó diferencias en los ambientes, por lo que los ambientes de casa/habitación y cultivos contribuyen positivamente a la conservación de una parte de la avifauna, al presentar una relativa alta riqueza de especies. Sin embargo, los ensamblajes entre los ambientes más perturbados y los más conservados son marcadamente diferentes, lo que muestra que todos los ambientes son importantes en la conservación.

A pesar de haber sufrido importantes cambios de uso de suelo, la localidad de SDG tiene importancia para la conservación de aves dentro de la RBSG al presentar una alta riqueza de avifauna, y presentar especies endémicas y protegidas por las normas mexicanas. Por lo tanto, deben realizarse estrategias de manejo en los hábitats perturbados y de conservación de los hábitats naturales. Para esto último deben de buscarse medios de subsistencia alternativos a la agricultura tradicional, uno de los cuales es el aviturismo.

Los resultados aquí expuestos demuestran el potencial para llevar a cabo actividades de aviturismo a lo largo del año en los diferentes ambientes de la localidad, las cuales pueden satisfacer las necesidades de observadores recreacionales y especialistas. Estas actividades pueden apoyar a la economía de los habitantes de la localidad, pues es una alternativa viable y diferente que genera ingresos, además apoya a la conservación de los ecosistemas al disminuir la perturbación y fragmentación del paisaje.

IX. LITERATURA CITADA

- Adriano Signor, C. y J. Baptista Pinho. 2011. Spatial diversity patterns of birds in vegetation mosaic of the Pantanal Mato Grosso, Brazil. *Zoologia* 28(6): 725-738.
- Almazán-Nuñez R. C., G. Michael Charre, R. Pineda-López, P. Corcuera, R. Rodríguez-Godínez, E. A. Álvarez-Álvarez y A. Méndez Bahena. 2018. Relationship Between Bird Diversity and Habitat along a Pine-Oak Successional Forest in Southern Mexico. *New Perspectives in Forest Science* 10: 185-201.
- Almendras, A., S. Ferrari y P. Diez. 2016. Evaluación del recurso aves como base para el desarrollo del turismo ornitológico en el corredor RN40 tramo Río Turbio – Gobernador Gregores (Santa Cruz). *Informes científicos- Técnicos UNPA* 8(2): 91-112.
- Almendras, A., S. Ferrari y P. Diez. 2017. Evaluación de la avifauna para uso ecoturístico en humedales del Sur Santa Cruz. *Informes científicos- Técnicos UNPA* 9(2):78-95.
- AOU (American Ornithologists' Union). 2018. *Check-list of North American birds*, 1ª ed. American Ornithologist' Union. Washington, D.C., E.U.A.
- Arellano, L. y G. Halffter. 2003. Gamma diversity: Derived from and a determinant of alpha diversity and beta diversity. An analysis of three tropical landscapes. *Acta zoologica Mexicana (n. s.)* 90(1):27-76.
- Baéz, A. L. y A. Acuña. 2003. *Guía para las mejores prácticas de ecoturismo en áreas protegidas*. 1ª ed. Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas (CDI), México. 159 p.
- Berlanga-García, H., H. Gómez de Silva, V.M. Vargas-Canales, V. Rodríguez-Contreras, L.A. Sánchez-González, R. Ortega-Álvarez y R. Calderon-Parra. 2017. *Aves de México. Lista actualizada de especies y nombres comunes*. CONABIO. México, D.F.
- Bibby, C.J., N.D. Burgess y D.A. Hill. 1992. *Bird census techniques*, 2da ed. Academic Press. Londres.
- Bock, C. E., Z. F. Jones y J. H. Bock. 2008. The oasis effect: response of birds to exurban development in a southwestern savanna. *Ecological Applications* 18(1):1093-1106.
- Bowman, J., N. Cappuchino y L. Fahrig. 2002. Patch size and population density: the effect of immigration behavior. *Ecology and society* 6(1):9.
- Camacho-Ruiz, E., A. Carrillo-Reyes, T. M. Rioja-Paradela y E. E. Espinoza-Medellina. 2016. Indicadores de sostenibilidad para el ecoturismo en México: Estado actual. *LiminaR* 14(1): 166-168.

- Cantú, J.C., H. Gómez de Silva y M.E. Sánchez. 2011. *El dinero vuela: El valor económico del ecoturismo de observación de aves*. Defenders of wildlife. Washington, 56 p.
- Cantú, J.C. y M.E. Sánchez. 2011. Observación de aves: Industria millonaria. CONABIO. *Biodiversitas* 97(1): 10-15.
- Carabias-Lillo, J., E. Provencio, J. De la Maza Elvira y M.I. Ruiz-Corzo. 1999. *Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda*, 1ª ed. Instituto Nacional de Ecología. México, D.F.
- Cárdenas, G., C. A. Harvey, M. Ibrahim y B. Finegan. 2003. Diversidad y riqueza de aves en diferentes hábitats en un paisaje fragmentado en Cañas, Costa Rica. *Agroforesteria en las Américas* 10(39): 78-85.
- Carranza-Quiceno J. A., J. R. Henao-Isaza y J. H. Castaño. 2018. Avifauna de un paisaje rural heterogéneo en Risaralda, cordillera Central de Colombia. *Biota Colombiana* 19 (2):92-104.
- Carrillo-García M., P. Enríquez Rocha, A. Meléndez Herrada. 2017. Gestión comunitaria y potencial del aviturismo en el Centro de Ecoturismo Sustentable El Madresal, Chiapas, México. *El Periplo sustentable* 33(1):564-604.
- Chao A. 2005. Species richness estimation. En: *Encyclopedia of statistical Sciences*: 7909-7916 (N. Balakrishnan, C.B. Read y B. Vidakovic, Eds) Wiley, New York.
- Chao, A., Ma, K. H., y Hsieh, T. C. 2016. iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) En línea: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity. Programa y guía de usuario. Disponible en: http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/ (Recuperado el 17 de Agosto del 2017).
- Chesser, R. T., K. J. Burns, C. Cicero, J. L. Dunn, A. W. Kratter, I. J. Lovette, P. C. Rasmussen, J. V. Remsen, D. F. Stotz, B. M. Winger, K. Winker. 2019. Sixtieth Supplement to the American Ornithological Society's Check-list of North American Birds. *Ornithological Advances* 20(1):1-23
- Contreras Balderas, A.J., J.A. García Salas, A. Guzmán Velasco y J.I. González Rojas. 2001. Aprovechamiento de las aves cinegéticas, de ornato y canoras de Nuevo León, México. *Ciencia UANL* 4(4):462-470.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18(1):117-143.

- Colwell, R.K. 2013. Estimates: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1 Aplicación y guía de usuario. Disponible en: <http://purl.oclc.org/estimates> (Recuperado el 15 de Agosto del 2017).
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2019. Aves. Biodiversidad Mexicana. Disponible en: https://www.biodiversidad.gob.mx/especies/gran_familia/animales/aves/aves.html (Consultado el 22 de Marzo del 2019).
- Dunn, J.L. y J.K. Alderfer. 2011. *National Geographic field guide to the birds of North America*, 6ta ed. National Geographic Books. Washington, D.C., E.U.A.
- Escalante Espinoza, T. 2003. ¿Cuántas especies hay? Los Estimadores no paramétricos de Chao. *Elementos: ciencia y cultura* 52(1): 53-56.
- Fahrig L. 2017. Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 48(1): 1-23.
- García, D. 2011. Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema. *Asociación española de ecología terrestre. Ecosistemas* 20(2): 1-10.
- Gaucín Ríos, N. 2000. *Biología de la conservación de la guacamaya verde (Ara militaris) en el Sótano del Barro, Querétaro*. Universidad Autónoma de Querétaro. Facultad de Ciencias Naturales. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. L204. México D.F.
- Gil-Tena A., S. Saura y L. Brotons. 2007. Effects of forest composition and structure on bird species richness in a Mediterranean context: Implications for forest ecosystem management. *Forest Ecology and Management* 242(1):470-476.
- Gómez de Silva, H. 2011. El valor económico de la observación de aves en México. Pp. 19-27. En: Cantú J.C., H. Gómez de Silva y M.E. Sánchez. 2011. El dinero vuela: El valor económico del ecoturismo de observación de aves. Defenders of wildlife. Washington, 56 p.
- González-García, F., H. Gómez de Silva. 2003. Especies endémicas: riqueza, patrones de distribución y retos para su conservación. Pp. 150-194. En: H. Gómez de Silva y A. Oliveras de Ita. (eds.) Conservación de aves. Experiencias en México. CIPAMEX, CONABIO, NFWF. México, D.F.
- González-Oreja, J. A., A. A. de la Fuente Días Ordaz, L. Hernández Santín, D. Buzo Franco y C. Bonache-Regidor. 2010. Evaluación de estimadores no paramétricos de la riqueza de especies-

Un ejemplo con aves en áreas verdes de la ciudad de Puebla, México. *Animal Biodiversity and Conservation* 33(1): 31-45.

González-Valdivia, N. A., S. L. Arriaga-Weiss, S. Ochoa-Gaona, B. G. Ferguson, C. Kampichler y C. Pozo. 2012. Ensamblajes de aves diurnas a través de un gradiente de perturbación en un paisaje en el sureste de México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 28(2): 237-269.

Graham C. H. 2001. Factors Influencing Movement Patterns of Keel Billed Toucans in a Fragmented Tropical Landscape in Southern Mexico. *Conservation Biology* 15(6):1789-1798.

Grupo Ecológico Sierra Gorda. 2016. Reserva de la Biósfera Sierra Gorda. Disponible en: <http://sierragorda.net/reserva-de-la-biosfera-sierra-gorda/> (Consultado el 14, 15 y 22 de Marzo del 2019).

Haddad, N. M., L. A. Brudvig, J. Clobert, K. F. Davies, A. González, R. D. Holt, T. E. Lovejoy, J. O. Sexton, M. P. Austin, C. D. Collins, W. M. Cook, E. I. Damschen, R. M. Ewers, B. L. Foster, C. N. Jenkins, A. J. King, W. F. Laurance, D. J. Levey, C. R. Margules, B. A. Melbourne, A. O. Nicholls, J. L. Orrock, D. Song y J. R. Townshend. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1:e1500052.

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

Hammer, Ø. 2011. PAST - *Paleontological statistics reference manual*. Disponible en: <http://folk.uio.no/ohammer/past/> (Recuperado el 28 de Agosto del 2017).

Hanan Alipi A. M. y J. Mondragón Pichardo. 2009. Malezas de México. Ficha –*Melia azedarach* L. CONABIO Disponible en: <http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/meliaceae/melia-azedarach/fichas/ficha.htm> (Consultado el 1 de Julio del 2019).

Harvey, C., O. Komar, R. Chazdon, B. Ferguson, B. Finegan, D. Griffith, M. Martinez-Ramos, H. Morales, R. Nigh y L. Soto-Pinto. 2008. Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. *Conservation Biology* 22(1):8-15.

Harvey, C., N. Tucker y A. Estrada. 2004. Live fences, isolated trees and windbreaks: tools for conserving biodiversity in fragmented tropical landscapes. Pp. 261-289. En: G. Schroth, G.A.B. Fonseca, C.A. Harvey, C. Gascon, H.L. Vasconcelos, A.M.N. Izac. Eds. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Washington, D.C, E.U.A.

- Herrera, J. M. 2011. El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en hábitats fragmentados. De la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación. *Ecosistemas* 20(1): 2-3.
- Hiley, J. R., R. B. Bradbury, C. D. Thomas. 2016. Impacts of habitat change and protected areas on alpha and beta diversity of Mexican birds. *Diversity and Distributions* 22(1):1245-1254.
- Hill, M.O. 1973. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its consequences. *Ecology* 54(2):427-432.
- Howell, S.N., S. Webb. 1995. *A guide to the birds of Mexico and northern Central America*, 1a ed. Oxford University Press. New York, E.U.A.
- Íñigo, E. 1999. Las guacamayas verde y escarlata en México. CONABIO. *Biodiversitas* 25(1):7-11.
- Johnson D. H. 2008. In defense of indices: the case of bird surveys. *Journal of Wildlife Management* 72(1): 857-868.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113(1):363-375.
- Jurasinski, G., A. Jentsch, V. Retzer and C. Beierkuhnlein. 2012. Detecting spatial patterns in species composition with multiple plot similarity coefficients and singularity measures. *Ecography* 35(1):73-88.
- Koleff, P. 2005. Conceptos y medidas de la diversidad beta. En: Halffer G., J Soberón y A. Zaragoza España. *Monografías Tercer Milenio* 4(1):17-39.
- Leitner, W. y W. R. Turner. 2001. Measurement and analysis of biodiversity. En: *Encyclopedia of Biodiversity*, 2da. Edición. Capítulo 93. Elsevier Inc. Pp. 123-144.
- Leveau L. M., F. I. Isla y M. I. Bellocq. 2018. Predicting the seasonal dynamics of bird communities along an urban-rural gradient using NDVI. *Landscape and Urban Planning* 177(1): 103-113.
- Lindenmayer D. 2019. Small patches make critical contributions to biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 116(3): 717-719.
- Loman, J. y T. Von Schantz. 1991. Birds in a farmlandmore species in small than in large habitat island. *Conservation Biology* 5(1): 176-188.
- López-Gómez, A. M. y G. Williams-Linera. 2006. Evaluación de métodos no paramétricos para la estimación de riqueza de especies de plantas leñosas en cafetales. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 78(1): 7-15.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing. London. 256 p.

- Martin, E. A., L. Ratsimisetra, F. Laloë y S. M. Carrière. 2009. Conservation value for birds of traditionally managed isolated trees in an agricultural landscape of Madagascar. *Biodiversity and Conservation* 18(1): 2719-2742.
- Martínez, E., M. Rös, M. Argenis Bonilla y R. Dirzo. 2015. Habitat heterogeneity affects plant and arthropod species diversity and turnover in traditional cornfields. *PLoS ONE* 10(7): e0128950.
- Mendonça-Lima, A., S. Meneghel Boschilia, J. Bernardo-Silva y R. Baldissera. 2016. Effect of habitat heterogeneity on bird assemblages in a grassland-forest ecotone in Brazil. *Acta ambiental Cararinense* 13(1):1-8.
- Mohd-Taib, F. S., S. Md-Nor y S. Arif Abdullah. 2016. Implications of patch size and landscape matrix towards native forest bird species in fragmented forests. *Malaysian Applied Biology* 45(1):55-63.
- Monck-Whipp, L., A. E. Martin, C. E. Francis y L. Fahrig. 2018. Farmland heterogeneity benefits bats in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 253(1): 131–139.
- Mulwa R. K., K. Bohning-Gaese y M. Schleuning. 2012. High Bird Species Diversity in Structurally Heterogeneous Farmland in Western Kenya. *Biotropica* 44(6): 801–809.
- Ortega-Álvarez, R., L.A. Sánchez-González, H. Berlanga, V. Rodríguez-Contreras, V. Vargas. 2012. *Manual para monitores comunitarios de aves*. CONABIO, CONANP, CBM. Ciudad de México, México.
- Payton, M. E., M. H. Greenstone, N. Schenker. 2004. Overlapping confidence intervals or standard error intervals: what do they mean in terms of statistical significance. *Journal of Insect Science* 3(1):1-6.
- Pedraza-Ruiz, R. 2009. Conservación de la Avifauna en la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda; del pago de servicios ambientales a la educación ambiental. P: 569-576 En: T.D. Rich, C. Arizmendi, D.W. Demarest y C. Thompson (editores). 2009. *Tundra to Tropics: Connecting Birds, Habitats and People*. Proceedings of the 4th International Partners in Flight Conference, 13-16 de Febrero 2008, Mc Allen, Texas.
- Pineda-López, R., N. Febvre y M. Martínez. 2010. Importancia de proteger pequeñas áreas periurbanas por su riqueza avifaunística: el caso de Mompaní, Querétaro, México. *Huitzil* 11(2): 69-77.
- Pineda-López, R. y J. R. Verdú Faraco. 2013. Diversidad Beta. Pp. 63. En: Pineda-López, R. y J.R. Verdú Faraco. 2013. Cuaderno de Prácticas. Medición de la Biodiversidad: diversidades alfa,

beta y gamma. 1ª ed. Universidad Autónoma de Querétaro, Qro., México, Universidad de Alicante, Alicante, España.

Pineda-López, R, A. G. Navarro-Sigüenza, A. Arellano-Sanaphre y R. Pedraza Ruíz. 2016. Aves del Estado de Querétaro. Cap. 11 Pp. 253-282 *En:* R.W. Jones y V. Serrano Cárdenas. 2016. Historia Natural de Querétaro. 1ª ed. Universidad Autónoma de Querétaro. Querétaro, Qro., México.

Ramírez-Albores, J. E. 2010. Diversidad de aves de hábitats naturales y modificados en un paisaje de la Depresión Central De Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical* 58(1): 511-528.

Ramírez-Albores, J.E. 2016. La Guacamaya verde (*Ara militaris*) en la Sierra Gorda de Guanajuato, México. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)* 32(2): 182-185.

Ramírez-Albores, J. E. y Pérez-Suárez M. 2018. Tropical forest remnants as shelters of avian diversity within a tourism development matrix in Yucatán Peninsula, Mexico. *Revista de Biología Tropical* 66(2): 799-813
Renjifo, L. M. 1999. Composition Changes in a Subandean Avifauna after Long-Term Forest Fragmentation. *Conservation biology* 13(5): 1124-1139.

Roldán-Clara B., X. López-Medellín, I. Espejel y E. Arellano. 2014. Literature of the use of birds as pets in Latin-America, with a detailed perspective on Mexico. *Ethnobiology and Conservation* 3(5):1-18.

Rueda-Hernández, R., I. MacGregor-Fors, y K. Renton. 2015. Shifts in resident bird communities associated with cloud forest patch size in Central Veracruz, Mexico. *Avian Conservation and Ecology* 10(2): 2.

Ruiz-Gutiérrez, V., E. F. Zipkin, y A. A. Dhondt. 2010. Occupancy dynamics in a tropical bird community: Unexpectedly high forest use by birds classified as non-forest species. *Journal of Applied Ecology* 47(1): 621-630.

Sáenz, J. C., F. Villatoro, M. Ibrahim, D. Fajardo y M. Pérez. 2013. Relación entre las comunidades de aves y la vegetación en agropaisajes dominados por la ganadería en Costa Rica, Nicaragua y Colombia. *Agroforestería en las Américas* 45(1): 37-48.

Sancho Comíns, J. y D. Reinoso Moreno. 2012. La delimitación del ámbito rural: una cuestión clave en los programas de desarrollo rural. *Estudios Geográficos* 73(273): 599-624.

Santos, T. y J. L. Tellería. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas* 15(2): 3-12.

- Sastre, P., J. V. De Lucio y C. Martínez. 2002. Modelos de conectividad del paisaje a distintas escalas. Ejemplos de aplicación en la Comunidad de Madrid. *Ecosistemas* 11(1): 288-565.
- Saura, S., C. Estreguil, C. Mounton y M. Rodríguez-Freire. 2011. Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forest (1990-2000). *Ecological Indicators* 11(1): 407-416.
- Saura S., O. Bodin y M.J. Fortin. 2014. Stepping stones are crucial for species' long distance dispersal range expansion through habitat networks. *Applied Ecology* 51(1):171-182.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. *Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección Ambiental- Especies nativas de México de flora y fauna silvestres – Categorías de riesgo*. Diario Oficial de la Federación. 30 de diciembre de 2010, Segunda Sección México, D.F.
- SEO/Birdlife. 2011. *Manual SEO/Birdlife de Buenas Prácticas Ambientales en Turismo Ornitológico*. Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Sibley, D.A. 2003. *The Sibley Field Guide to Birds of Western North America*, 1ª ed. Chanticleer Press. Toronto, Canada.
- Steven, R., C. Morrison y G. Castley. 2014. Birdwatching and avitourism: a global review of research into its participant markets, distribution and impacts, highlighting future research priorities to inform sustainable avitourism management. *Journal of Sustainable Tourism* 23(1): 8-9.
- Stronza A. L., C. A. Hunt y L. A. Fitzgerald. 2019. Ecotourism for Conservation? Annual Review of Environment and Resources 44(1):5.1-5.25.
- Tischendorf, L. y L. Fahrig. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90(1): 7-19.
- Vallejo, M., A. Casas, J. Blancas, A. I. Moreno-Calles, L. Solís, S. Rangel-Landa, P. Dávila y O. Téllez. 2014. Agroforestry systems in the highlands of the Tehuacan Valley, Mexico: Indigenous cultures and biodiversity conservation. *Agroforestry Systems* 88(1):125–140.
- Vázquez-Reyes, L. D., M. C. Arizmendi., H. O. Godínez-Álvarez y A. G. Navarro-Sigüenza. 2017. Directional effects of biotic homogenization of bird communities in Mexican seasonal forests. *The Condor* 119(1): 275–288.
- Veech, J.A., K.S. Summerville, T.O. Crist y J.C Gering. 2002. The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. *Oikos* 99(1):3-9.

Veech, J.A y T. O. Crist. 2009. PARTITION software for additive partitioning of species diversity, ver 3. Disponible en: <http://www.users.muohio.edu/cristto/partition.html> (Recuperado el 9 de Agosto del 2017).

Walther, B.A. y J.L. Moore. 2005. The concepts of bias, precision, and accuracy, and their use in testing the performance of species richness estimators, with a literature review of estimator performance. *Ecography* 28(1): 1-15.

Wintle B. A., H. Kujala, A. Whitehead, A. Cameron, S. Veloz, A. Kukkala, A. Moilanen, A. Gordon, P. E. Lentini, N. C. R. Cadenhead y S. A. Bekessy. 2019. Global synthesis of conservation studies reveals the importance of small habitat patches for biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 116(1):909-914.

Zamudio, S., J. Rzedowski, E. Carranza y G. Calderón de Rzedowski. 1992. La Vegetación del Estado de Querétaro. Instituto de Ecología A.C. México.

ANEXO 1.

Inventario de la Avifauna de la Localidad Sauz de Guadalupe. Se presenta listado de especies de aves con orden filogenético, nombres comunes en inglés obtenidos de la American Ornithologists Union Check-list (AOU 2018, Chesser et al., 2019); los nombres comunes se obtuvieron de Berlanga-García *et al.* (2017); el estatus migratorio y patrones de distribución según Howell y Webb (1995): Migratorio invernal (MI), migratorio en tránsito (MT) y residente (R).

Espece	Nombre en inglés	Nombre común en español	Estacionalidad
COLUMBIFORMES			
Columbidae			
<i>Patagioenas fasciata</i>	Band-tailed Pigeon	Paloma Encinera	R
<i>Leptotila verreauxi</i>	White-tipped Dove	Paloma Arroyera	R
<i>Zenaida asiática</i>	White-winged Dove	Paloma Alas Blancas	R
CAPRIMULGIFORMES			
Caprimulgidae			
<i>Antrostomus arizonae</i>	Mexican Whip-poor-will	Tapacaminos Cuerporruín Mexicano	R
APODIFORMES			
Apodidae			
<i>Aeronautes saxatalis</i>	White-throated Swift	Vencejo Pecho Blanco	R
Trochilidae			
<i>Eugenes fulgens</i>	Rivoli's Hummingbird	Colibrí Magnífico	R
<i>Lampornis clemenciae</i>	Blue-throated Mountain-gem	Colibrí Garganta Azul	R
<i>Archilochus alexandri</i>	Black-chinned Hummingbird	Colibrí Barba Negra	MT
<i>Cyananthus latirostris</i>	Broad-billed Hummingbird	Colibrí Pico Ancho	R
<i>Hylocharis leucotis</i>	White-eared Hummingbird	Zafiro Orejas Blancas	R
CATHARTIFORMES			
Cathartidae			

<i>Coragyps atratus</i>	Black Vulture	Zopilote Común	R
-------------------------	---------------	----------------	---

<i>Cathartes aura</i>	Turkey Vulture	Zopilote Aura	R
-----------------------	----------------	---------------	---

ACCIPITRIFORMES

Accipitridae

<i>Accipiter cooperii</i>	Cooper's Hawk	Gavilán de Cooper	MI
---------------------------	---------------	-------------------	----

<i>Buteo jamaicensis</i>	Red-tailed Hawk	Aguililla Cola Roja	R
--------------------------	-----------------	---------------------	---

PICIFORMES

Picidae

<i>Melanerpes formicivorus</i>	Acorn Woodpecker	Carpintero Bellotero	R
--------------------------------	------------------	----------------------	---

<i>Picoides scalaris</i>	Ladder-backed Woodpecker	Carpintero Mexicano	R
--------------------------	--------------------------	---------------------	---

FALCONIFORMES

Falconidae

<i>Falco sparverius</i>	American Kestrel	Cernícalo Americano	R
-------------------------	------------------	---------------------	---

PSITTACIFORMES

Psittacidae

<i>Ara militaris</i>	Military Macaw	Guacamaya Verde	R
----------------------	----------------	-----------------	---

PASSERIFORMES

Thamnophilidae

<i>Thamnophilus doliatus</i>	Barred Antshrike	Batará Barrado	R
------------------------------	------------------	----------------	---

Furnariidae

<i>Lepidocolaptes affinis</i>	Spot-crowned Woodcreeper	Trepatroncos Corona Punteada	R
-------------------------------	--------------------------	------------------------------	---

Tyrannidae

<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	Tufted Flycatcher	Papamoscas Copetón	R
--------------------------------	-------------------	--------------------	---

<i>Contopus pertinax</i>	Greater Pewee	Papamoscas José María	R
--------------------------	---------------	-----------------------	---

<i>Empidonax</i> sp.	-	-	-
----------------------	---	---	---

<i>Empidonax occidentalis</i>	Cordilleran Flycatcher	Papamoscas Amarillo Barranqueño	R
-------------------------------	------------------------	---------------------------------	---

<i>Sayornis Phoebe</i>	Eastern Phoebe	Papamoscas Fibí	MI
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	Dusky-capped Flycatcher	Papamoscas Triste	R
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Brown-crested Flycatcher	Papamoscas Gritón	R
<i>Myiozetetes similis</i>	Social Flycatcher	Luisito Común	R

Vireonidae

<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Rufous-browed Peppershrike	Vireón Cejas Canela	R
<i>Vireo huttoni</i>	Hutton's Vireo	Vireo Reyezuelo	R
<i>Vireo cassinii</i>	Cassin's Vireo	Vireo de Cassin	MI
<i>Vireo solitarius</i>	Blue-headed Vireo	Vireo Antejillo	MI
<i>Vireo gilvus</i>	Warbling Vireo	Vireo Gorjeador	MT
<i>Vireo leucophrys</i>	Brown-capped Vireo	Vireo Gorra Café	R

Corvidae

<i>Cyanocorax yncas</i>	Green Jay	Chara Verde	R
<i>Corvus corax</i>	Common Raven	Cuervo Común	R

Hirundinidae

<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	Northern Rough-winged Swallow	Golondrina Alas Aserradas	MT
-----------------------------------	-------------------------------	---------------------------	----

Paridae

<i>Baeolophus atricristatus</i>	Black-crested Titmouse	Carbonero Cresta Negra	R
---------------------------------	------------------------	------------------------	---

Troglodytidae

<i>Troglodytes aedon brunneicollis</i>	House Wren	Saltapared Común	R
<i>Thryomanes bewickii</i>	Bewick's Wren	Saltapared Cola Larga	R
<i>Campylorhynchus gularis</i>	Spotted Wren	Matraca Serrana	R
<i>Pheugopedius maculipectus</i>	Spot-breasted Wren	Saltapared Moteado	R

Poliophtilidae

<i>Poliophtila caerulea</i>	Blue-gray Gnatcatcher	Perlita Azulgris	MI
-----------------------------	-----------------------	------------------	----

Regulidae

<i>Regulus calendula</i>	Ruby-crowned Kinglet	Reyezuelo Matraquita	MI
--------------------------	----------------------	----------------------	----

Turdidae

<i>Sialia sialis</i>	Eastern Bluebird	Azulejo Garganta Canela	MI
----------------------	------------------	-------------------------	----

<i>Myadestes occidentalis</i>	Brown-backed Solitaire	Clarín Jilguero	R
-------------------------------	------------------------	-----------------	---

<i>Catharus aurantiirostris</i>	Orange-billed Nightingale-Thrush	Zorzal Pico Naranja	R
---------------------------------	----------------------------------	---------------------	---

<i>Catharus mexicanus</i>	Black-headed Nightingale-Thrush	Zorzal Corona Negra	R
---------------------------	---------------------------------	---------------------	---

<i>Catharus guttatus</i>	Hermit Thrush	Zorzal Cola Canela	MI
--------------------------	---------------	--------------------	----

<i>Turdus grayi</i>	Clay-colored Thrush	Mirlo Café	R
---------------------	---------------------	------------	---

<i>Turdus assimilis</i>	White-throated Thrush	Mirlo Garganta Blanca	R
-------------------------	-----------------------	-----------------------	---

Mimidae

<i>Melanotis caerulescens</i>	Blue Mockingbird	Mulato Azul	R
-------------------------------	------------------	-------------	---

<i>Toxostoma longirostre</i>	Long-billed Thrasher	Cuicacoche Pico Largo	R
------------------------------	----------------------	-----------------------	---

Bombycillidae

<i>Bombycilla cedrorum</i>	Cedar Waxwing	Chinito	MI
----------------------------	---------------	---------	----

Ptiliognatidae

<i>Ptiliognys cinereus</i>	Gray Silky-flycatcher	Capulínero Gris	MI
----------------------------	-----------------------	-----------------	----

Fringillidae

<i>Euphonia elegantissima</i>	Elegant Euphonia	Eufonia Gorra Azul	R
-------------------------------	------------------	--------------------	---

<i>Coccothraustes abeillei</i>	Hooded Grosbeak	Picogrueso Encapuchado	R
--------------------------------	-----------------	------------------------	---

<i>Haemorhous mexicanus</i>	House Finch	Pinzón Mexicano	R
-----------------------------	-------------	-----------------	---

<i>Spinus pinus</i>	Pine Siskin	Jilguerito Pinero	R
---------------------	-------------	-------------------	---

<i>Spinus notatus</i>	Black-headed Siskin	Jilguerito Encapuchado	R
-----------------------	---------------------	------------------------	---

<i>Spinus psaltria</i>	Lesser Goldfinch	Jilguerito Dominicó	R
------------------------	------------------	---------------------	---

Passerellidae

<i>Arremonops rufivirgatus</i>	Olive Sparrow	Rascador Oliváceo	R
--------------------------------	---------------	-------------------	---

<i>Spizella passerina</i>	Chipping Sparrow	Gorrión Cejas Blancas	R
---------------------------	------------------	-----------------------	---

<i>Junco phaeonotus</i>	Yellow-eyed Junco	Junco Ojos de Lumbre	R
<i>Melospiza lincolni</i>	Lincoln's Sparrow	Gorrión de Lincoln	MI
<i>Melospiza fusca</i>	Canyon Towhee	Rascador Viejita	R
<i>Aimophila ruficeps</i>	Rufous-crowned Sparrow	Zacatonero Corona Canela	R
<i>Pipilo chlorurus</i>	Green-tailed Towhee	Rascador Cola Verde	MI
<i>Pipilo maculatus</i>	Spotted Towhee	Rascador Moteado	R
<i>Atlapetes pileatus</i>	Rufous-capped Brushfinch	Rascador Gorra Canela	R

Icteriidae

<i>Icterus wagleri</i>	Black-vented Oriole	Calandria Cejas Naranjas	R
<i>Icterus bullockii</i>	Bullock's Oriole	Calandria de Wagler	R
<i>Icterus graduacauda</i>	Audubon's Oriole	Calandria Capucha Negra	R
<i>Icterus parisorum</i>	Scott's Oriole	Calandria Tunera	R
<i>Molothrus aeneus</i>	Bronzed Cowbird	Tordo Ojos Rojos	R
<i>Molothrus ater</i>	Brown-headed Cowbird	Tordo Cabeza Café	R

Parulidae

<i>Mniotilta varia</i>	Black-and-white Warbler	Chipe Trepador	MI
<i>Oreothlypis superciliosa</i>	Crescent-chested Warbler	Chipe Cejas Blancas	R
<i>Leiothlypis celata</i>	Orange-crowned Warbler	Chipe Oliváceo	MI
<i>Leiothlypis ruficapilla</i>	Nashville Warbler	Chipe Cabeza Gris	MI
<i>Leiothlypis virginiae</i>	Virginia's Warbler	Chipe de Virginia	MT
<i>Setophaga pitiayumi</i>	Tropical Parula	Chipe Tropical	R
<i>Setophaga coronata</i>	Yellow-rumped Warbler	Chipe Rabadilla Amarilla	MI
<i>Setophaga townsendi</i>	Townsend's Warbler	Chipe de Townsen	MI
<i>Setophaga occidentalis</i>	Hermit Warbler	Chipe Cabeza Amarilla	MI
<i>Setophaga virens</i>	Black-throated Green Warbler	Chipe Dorso Verde	MI
<i>Basileuterus rufifrons</i>	Rufous-capped Warbler	Chipe Gorra Canela	R
<i>Basileuterus belli</i>	Golden-browed Warbler	Chipe Cejas Doradas	R

<i>Cardellina pusilla</i>	Wilson's Warbler	Chipe Corona Negra	MI
<i>Myioborus pictus</i>	Painted Redstart	Pavito Alas Blancas	R

Cardinalidae

<i>Piranga flava</i>	Hepatic Tanager	Piranga Encinera	R
<i>Piranga rubra</i>	Summer Tanager	Piranga Roja	MI
<i>Piranga ludoviciana</i>	Western Tanager	Piranga Capucha Roja	MI
<i>Piranga bidentata</i>	Flame-colored Tanager	Piranga Dorso Rayado	R
<i>Piranga leucoptera</i>	White-winged Tanager	Piranga Alas Blancas	R
<i>Cardinalis cardinalis</i>	Northern Cardinal	Cardenal Rojo	R
<i>Pheucticus ludovicianus</i>	Rose-breasted Grosbeak	Picogordo Degollado	M
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	Black-headed Grosbeak	Picogordo Tigrillo	R
<i>Passerina caerulea</i>	Blue Grosbeak	Picogordo Azul	R

Thraupidae

<i>Thraupis Abbas</i>	Yellow-winged Tanager	Tangara Alas Amarillas	R
<i>Diglossa baritula</i>	Cinnamon-bellied Flowerpiercer	Picochueco Vientre Canela	R
<i>Tiaris olivaceus</i>	Yellow-faced Grassquit	Semillero Oliváceo	R

ANEXO 2.

Especies específicas a un solo tipo de ambiente. Se presentan las especies que solo fueron observadas en un solo ambiente y el número de individuos observados durante el muestreo.

Especies raras (*).

Ambiente	Especie	No. Individuos Observados
Bosque mesófilo	<i>Archilochus alexandri</i> *	1
	<i>Mitrephanes phaeocercus</i> *	2
	<i>Vireo solitarius</i> *	1
	<i>Vireo gilvus</i>	4
	<i>Basileuterus belli</i> *	1
Selva baja caducifolia	<i>Antrostomus arizonae</i> *	1
	<i>Setophaga pitiayumi</i> *	1
Sitios de casa/habitación	<i>Picoides scalaris</i>	3
	<i>Lepidocolaptes affinis</i> *	1
	<i>Empidonax occidentalis</i>	4
	<i>Myiozetetes similis</i>	3
	<i>Vireo huttoni</i> *	1
	<i>Baeolophus atricristatus</i> *	1
	<i>Catharus guttatus</i> *	1
	<i>Euphonia elegantissima</i> *	1
	<i>Aimophila ruficeps</i> *	1
	<i>Pipilo chlorurus</i> *	1
	<i>Icterus parisorum</i> *	2
	<i>Mniotilta varia</i> *	2
	<i>Leiothlypis celata</i> *	1
	<i>Leiothlypis virginiae</i> *	1
	<i>Thraupis abbas</i>	6
Zona de cultivos	<i>Cyananthus latirostris</i> *	1
	<i>Falco sparverius</i> *	1
	<i>Vireo leucophrys</i> *	1
	<i>Pheugopedius maculipectus</i>	4
	<i>Bombycilla cedrorum</i> *	1
	<i>Arremonops rufivirgatus</i> *	1
	<i>Piranga ludoviciana</i> *	1
<i>Piranga leucoptera</i> *	2	
Vegetación secundaria	<i>Cardinalis cardinalis</i> *	2
	<i>Patagioenas fasciata</i>	3
	<i>Aeronautes saxatalis</i>	5

	<i>Buteo jamaicensis*</i>	1
	<i>Myiarchus tyrannulus*</i>	1
	<i>Molothrus ater*</i>	1

Dirección General de Bibliotecas UAQ

ANEXO 3.

Lista de especies de interés para la conservación. Grado de endemismo: E endémica estricta a México, CE cuasiendémica, SE semiendémica (González–García, F. y H. Gómez de Silva, 2003). Estatus de conservación según la NOM 059: A amenazada, P en peligro de extinción, Pr bajo protección especial (SEMARNAT 2010). El listado está acomodado según el orden de la American Ornithologist Union (AOU, 2018; Chesser *et al.*, 2019).

Especie	Nombre en Inglés	Nombre común	Endemismo	NOM 10
<i>Lampornis clemenciae</i>	Blue-throated Mountain-gem	Colibrí Garganta Azul	SE	
<i>Archilochus alexandri</i>	Black-chinned Hummingbird	Colibrí Barba Negra	SE	
<i>Cyananthus latirostris</i>	Broad-billed Hummingbird	Colibrí Pico Ancho	SE	
<i>Accipiter cooperii</i>	Cooper's Hawk	Gavilán de Cooper		Pr
<i>Ara militaris</i>	Military Macaw	Guacamaya Verde		P
<i>Empidonax occidentalis</i>	Cordilleran Flycatcher	Papamoscas Amarillo Barranqueño	SE	
<i>Vireo cassinii</i>	Cassin's Vireo	Vireo de Cassin	SE	
<i>Campylorhynchus gularis</i>	Spotted Wren	Matraca Serrana	E	
<i>Myadestes occidentalis</i>	Brown-backed Solitaire	Clarín Jilguero		Pr
<i>Catharus mexicanus</i>	Black-headed Nightingale-Thrush	Zorzal Corona Negra		Pr
<i>Melanotis caerulescens</i>	Blue Mockingbird	Mulato Azul	E	
<i>Toxostoma longirostre</i>	Long-billed Thrasher	Cuicacoche Pico Largo	CE	
<i>Coccothraustes abeillei</i>	Hooded Grosbeak	Picogrueso Encapuchado	CE	
<i>Arremonops rufivirgatus</i>	Olive Sparrow	Rascador Oliváceo	CE	
<i>Junco phaeonotus</i>	Yellow-eyed Junco	Junco Ojos de Lumbre	CE	
<i>Atlapetes pileatus</i>	Rufous-capped Brushfinch	Rascador Gorra Canela	E	
<i>Icterus bullockii</i>	Bullock's Oriole	Calandria Cejas Naranjas	SE	
<i>Icterus graduacauda</i>	Audubon's Oriole	Calandria Capucha Negra	CE	
<i>Icterus parisorum</i>	Scott's Oriole	Calandria Tunera	SE	
<i>Basileuterus rufifrons</i>	Rufous-capped Warbler	Chipe Gorra Canela	CE	
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	Black-headed Grosbeak	Picogordo tigrillo	SE	

ANEXO 4.

Guía introductoria de la avifauna de la localidad SDG. Se observa debajo de la fotografía la especie, el nombre en inglés, el nombre común y el tamaño promedio de los individuos de la especie en cm. En círculos de colores se indica el ambiente donde es probable observar individuos de cada especie. Fotos tomadas por: Anaya Padrón María Giovana, Nava Remedios, Pineda López Rubén, Velasco Erik Daniel.

