



Centro de Investigación en Alimentación
y Desarrollo, A.C.

**Respuesta de la avifauna a desmontes de pequeña
escala en la selva tropical seca en la comunidad de La
Guásima, Concordia, Sinaloa, México**

Por:

Alejandra Ochoa González

TESIS APROBADA POR LA:

COORDINACIÓN DE ACUICULTURA Y MANEJO AMBIENTAL

Como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRÍA EN CIENCIAS

MAZATLÁN, SIN., ENERO DE 2016

DECLARACIÓN INSTITUCIONAL

Se permiten y agradecen las citas breves del material contenido en esta tesis sin permiso especial del autor, siempre y cuando se dé crédito correspondiente. Para la reproducción parcial o total de la tesis con fines académicos, se deberá contar con la autorización escrita del director del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. (CIAD).

La publicación en comunicaciones científicas o de divulgación popular de los datos contenidos en esta tesis, deberá dar los créditos al CIAD, previa autorización escrita del manuscrito en cuestión del director de tesis.

Dr. Pablo Wong González
Director General del CIAD

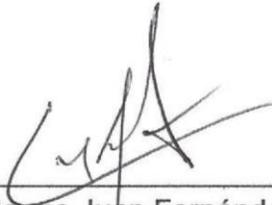
APROBACIÓN

Los miembros del comité asignados para revisar la tesis de ALEJANDRA OCHOA GONZÁLEZ, la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Maestría en Ciencias.



Dr. Albert M. van der Heiden
Director de tesis

Dr. José Alfredo Castillo Guerrero
Asesor



Dr. Guillermo Juan Fernández Aceves
Asesor



M. C. Marcela Ruiz Guerrero
Asesora

Agradecimientos

Agradezco a CONACYT primeramente por brindarme el apoyo económico para realizar esta maestría en ciencias.

Al CIAD por abrirme sus puertas y aceptarme en el programa académico de maestría en ciencias.

Gracias al proyecto “Migratory landbirds conservation in Sinaloa TDF” y Conselva, Costas y Comunidades, A.C., por el financiamiento para el trabajo de campo requerido para la realización de esta tesis.

Gracias a mi director de tesis Dr. Albert M. van der Heiden por aceptarme como alumna, por la confianza depositada en mi, por toda la ayuda brindada durante la realización de cada etapa de la tesis, siempre con un trato amable, por sus consejos de redacción y escritura, así como su apoyo en los muestreos y las interesantes discusiones sobre mis avances de tesis en Rancho San Isidro. Gracias por todo.

Agradezco a mi “co-director” de tesis, Dr. José Alfredo Castillo Guerrero, que fue pilar en la realización de este trabajo, por su disponibilidad, por confiar en mí, por instruirme y orientarme en la identificación de aves, realización de trabajo de campo, análisis estadísticos y en cualquiera que fueran mis dudas. También por el apoyo en el muestreo. Muchas gracias.

Gracias a la M. C. Marcela Ruiz Guerrero por sus consejos y recomendaciones para mejorar mi trabajo tanto en el escrito como en los Seminarios, por el apoyo brindado durante el trabajo de campo, por su tiempo y amabilidad, muchas gracias.

Agradezco al Dr. Guillermo Juan Fernández Aceves por sus correcciones y observaciones a mi trabajo, por su disponibilidad y el tiempo invertido, muchas gracias.

Agradezco al Biól. Rafael Valdez Rubio por su compañía, disponibilidad y todo el apoyo brindado en las salidas al campo y en el muestreo en sí. Gracias a Alwin van der Heiden por el apoyo en las salidas al campo, por las fotografías de aves que me facilitó, y por hacer las salidas un poco más amenas con sus historias. También agradezco a César “Lito” y Fernando Terán García, Mario González Sánchez y a sus familias, personas de la comunidad de La Guásima, por su hospitalidad y gran apoyo en el trabajo de campo. Al Biól. Mar. Alberto Piña Ortiz por su participación en una de las salidas, muchas gracias.

Gracias al M. C. Héctor Plascencia por sus observaciones y sugerencias a mi trabajo. A Rafael Bautista por la ayuda en la realización de los mapas. Al Dr. Pablo Almazan por todo el apoyo académico.

Agradezco a mis demás profesores de la maestría Arturo, Omar, Juan, Miguel, César, Rafael y Neptali. Gracias a mis compañeros y amigos del CIAD: Luz Adriana, Marian, Eveline, Daniela, Adriana, Martín, Andrés, Juan Pablo y Edgar.

A Guillermo Osorio García por todo el apoyo brindado en esta etapa.

A todos los que contribuyeron en la realización de este trabajo de alguna manera y con mi formación académica, gracias.

Dedicatoria

Este trabajo está dedicado a mi familia.

Resumen

La selva tropical seca (STS) al oeste de la divisoria continental de México es bien conocido por su riqueza de aves residentes y migratorias, pero está sometida a una tasa de deforestación alta que fragmenta y reduce su cobertura, lo cual impacta sobre la composición, abundancia y distribución de las comunidades faunísticas que la utilizan. Se sabe poco sobre la respuesta de las aves en la etapa inicial del proceso de fragmentación de esta STS, cuando los desmontes todavía son de escala pequeña (parche de tala <10 ha), y están inmersos en una matriz constituida por vegetación nativa. Para ello se estudió la composición de la comunidad de aves y sus variaciones estacionales, a lo largo del año 2014, un paisaje rural de STS en el sur de Sinaloa que incluía 5 pequeñas áreas de desmonte entre 0.26 y 8.87 ha. Se realizaron muestreos mensuales de aves y evaluaciones de la estructura de la vegetación en hábitat de STS y áreas de desmonte para caracterizar su riqueza y densidad, además se determinó el efecto de la estructura de la vegetación y del tamaño de parche (área de desmonte) sobre la riqueza y densidad de aves dentro de las áreas de desmonte, mediante un análisis de regresión lineal múltiple. Se calcularon valores de densidad mediante el programa Distance, además se realizó un índice de estructura de la vegetación con el análisis de componentes principales. Se registraron un total de 102 especies, en la STS se registraron 82 especies y 67 en áreas de desmonte. El tamaño de parche no tuvo relación con la riqueza y densidad de aves, ya que el aislamiento de la zona de estudio provocado por la cobertura de la STS no permite la entrada de especies oportunistas comunes en ambientes modificados, y las especies que pueden incursionar en las áreas de desmonte son propias de la STS. En cambio, la estructura de la vegetación tuvo una relación positiva con la riqueza y densidad de aves dentro de las áreas de desmonte, ya que genera mayor diversidad de

microhábitats que pueden ser usados por especies residentes, así como también por especies migratorias neotropicales.

Palabras clave: aves, agricultura de temporal, fragmentación del hábitat, tamaño del parche, estructura de la vegetación, índices ecológicos.

Abstract

The tropical dry forest (TDF) to the west of the continental divide in Mexico is well known for its richness of resident and migratory birds. Nonetheless, it is subject to a high rate of deforestation which fragments and reduces its coverage. Little is known about the response of the birds to the small forest clearings (patches <10 ha) made for cattle-ranching in well preserved TDF. Therefore, we studied the composition and seasonal changes of the bird community in 2014, in that landscape. Monthly samplings of the bird communities and assessments of the structure of the vegetation were carried out in both habitats, while the effect of vegetation structure and patch size on richness and density of birds within the patches was determined by means of, a multiple regression analysis. Density of birds was calculated with the Distance program and an index of vegetation structure was created through principal component analysis. Patch size showed no relationship with richness and density of birds occurring within the clearings since the TDF in the study area did not allow the entry of opportunistic species that are common in environments modified by man and the species that are able to venture into the deforested areas are the same as the ones living in the TDF (mainly granivore and insectivore species). Instead, the structure of the vegetation left within the clearings had a positive effect upon the richness and density of the birds within the patches, generating greater diversity of microhabitats that can be used by resident species with more specific feeding and nesting requirements, as well as by neotropical migratory birds.

Key words: birds, forest clearings, seasonal agriculture, habitat fragmentation, patch size, ecological index.

CONTENIDO

Índice de figuras	XIII
Índice de tablas.....	XVI
I. Introducción	1
II. Antecedentes.....	5
2.1 FRAGMENTACIÓN DEL HÁBITAT Y SUS CONSECUENCIAS	5
2.2 INFLUENCIA DEL TAMAÑO DE PARCHE EN LA COMUNIDAD DE AVES.....	6
2.3 LA INFLUENCIA DE LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN EN LA COMUNIDAD DE AVES.....	7
III. Justificación	9
IV. Hipótesis	10
V. Objetivos	11
5.1 OBJETIVO GENERAL.....	11
5.2 OBJETIVOS PARTICULARES.....	11
VI. Área de estudio	12
6.1 DESCRIPCIÓN DE LA SELVA TROPICAL SECA.....	14
6.2 DESCRIPCIÓN DE LAS ÁREAS DE DESMONTE	15
VII. Materiales y métodos	18
7.1 MUESTREO DE AVES.....	18

7.2 CARACTERIZACIÓN DE LA COBERTURA DE LA VEGETACIÓN.....	20
7.3 ANÁLISIS DE LOS DATOS	20
7.3.1 DESCRIPCIÓN DE LOS DATOS OBSERVADOS	20
7.3.2 ESTIMACIÓN DE LA RIQUEZA ESPECÍFICA Y REPRESENTATIVIDAD DEL MUESTREO	22
7.3.3 ESTIMACIÓN DE LA DENSIDAD	24
7.3.4 ÍNDICE DE DISIMILITUD BRAY-CURTIS	26
7.3.5 EVALUACIÓN DEL EFECTO DE LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN Y EL TAMAÑO DE PARCHE EN LA RIQUEZA Y DENSIDAD DE AVES DENTRO DE LAS ÁREAS DE DESMONTE.....	27
 VIII. Resultados	 30
 8.1 CARACTERIZACIÓN DE LA RIQUEZA Y ABUNDANCIA DE LA COMUNIDAD DE AVES EN LA STS Y EN LAS ÁREAS DE DESMONTE A LO LARGO DE UN CICLO ANUAL.....	 30
8.1.1 RIQUEZA ESPECÍFICA POR HÁBITAT, FAMILIA TAXONÓMICA, GREMIOS ALIMENTICIOS Y ESTACIONALIDAD.....	30
8.1.2 ABUNDANCIA RELATIVA POR HÁBITAT, FAMILIA TAXONÓMICA, GREMIOS ALIMENTICIOS Y ESTACIONALIDAD.....	36
8.1.3 CARACTERIZACIÓN DE LA VEGETACIÓN.....	42
8. 2 COMPARACIÓN DE LA RIQUEZA Y DENSIDAD DE AVES ENTRE LA STS Y LAS ÁREAS DE DESMONTE.....	45
8.2.1 RIQUEZA ESPECÍFICA ESTIMADA Y REPRESENTATIVIDAD DEL MUESTREO.....	45
8.2.3 ÍNDICE DE DIVERSIDAD SHANNON-WIENER.....	47
8.2.4 ÍNDICE DE DISIMILITUD DE BRAY-CURTIS	47
8.3 DETERMINACIÓN DEL EFECTO DE LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN Y EL TAMAÑO DE PARCHE SOBRE LA RIQUEZA Y DENSIDAD DE AVES EN LAS ÁREAS DE DESMONTE	48
8.3.1 CREACIÓN DE UN ÍNDICE DE ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN.....	48
8.3.2 EFECTO DEL TAMAÑO DE PARCHE Y LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN EN LA RIQUEZA DE AVES DENTRO DE LAS ÁREAS DE DESMONTE	51

8.3.3 EFECTO DEL TAMAÑO DE PARCHE Y LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN EN LA DENSIDAD DE AVES DENTRO DE LAS ÁREAS DE DESMONTE	54
8.3.4 DIFERENCIAS EN LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN ENTRE LAS ÁREAS DE DESMONTE .	56
IX. Discusión.....	57
9. 1 RIQUEZA Y ABUNDANCIA RELATIVA DE LA COMUNIDAD DE AVES EN ÁREAS DE DESMONTE Y EN LA STS	57
9.2 DIFERENCIAS EN LA COMUNIDAD DE AVES ENTRE LAS ÁREAS DE DESMONTE Y LA STS.....	61
9. 3 EFECTO DE LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN Y DEL TAMAÑO DE PARCHE EN LA RIQUEZA Y DENSIDAD DE AVES EN ÁREAS DE DESMONTE	63
X. Conclusiones.....	67
XI. Bibliografía	69
Anexo 1. Listado taxonómico y abundancias de aves registradas durante el año 2014 en la comunidad de La Guásima, Concordia, Sinaloa, México.....	78
Anexo 2. Coordenadas geográficas y tipos de vegetación de los puntos de conteo por cada tipo de hábitat.	83

Índice de figuras

Figura 1. Polígono de la comunidad de La Guásima, Concordia, Sinaloa, México. Se muestran los poblados y carreteras, además de las áreas de desmonte y ruta de STS muestreados en este estudio, durante el año 2014.....	13
Figura 2. Distribución de los puntos de conteo de la avifauna en la vegetación de STS y en las áreas de desmonte dentro de la comunidad de La Guásima, Concordia, Sinaloa, México, muestreados durante el año 2014.	17
Figura 3. Número de especies de aves por mes en áreas de desmonte y STS en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014. Se indica entre paréntesis la estación climática a la que corresponde cada mes: i= invierno, p= primavera, v= verano, o= otoño.....	31
Figura 4. Número de especies de aves por estación climática en áreas de desmonte y STS en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.....	32
Figura 5. Número de especies de aves por familia en áreas de desmonte y STS en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014. Las familias se encuentran en orden taxonómico.....	33
Figura 6. Número de especies por gremio alimenticio en áreas de desmonte y STS en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.....	34
Figura 7. Número de especies aves residentes (r), visitantes de invierno (vi) y visitantes de verano (vv) por estación climática en la STS en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.....	35
Figura 8. Número de especies de aves residentes (r), visitantes de invierno (vi) y visitantes de verano (vv) por estación climática en las áreas de desmonte en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.....	36
Figura 9. Abundancia relativa de aves por mes en áreas de desmonte y STS en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014. Se indica entre paréntesis la estación climática a la que corresponde cada mes: i= invierno, p= primavera, v= verano, o= otoño.....	37

Figura 10. Número de registros de aves por estación climática en áreas de desmonte y STS en la comunidad de la guásima, durante el año 2014.	38
Figura 11. Número de registros por familia en áreas de desmonte y STS en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014. Las familias se encuentran en orden taxonómico.	39
Figura 12. Número de registros de aves de cada gremio alimenticio en áreas de desmonte y STS muestreadas dentro de la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.	40
Figura 13. Número de registros del total de especies residentes (r), visitantes de invierno (vi) y visitantes de verano (vv) por estación climática en la STS muestreada dentro de la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.	41
Figura 14. Número de registros de especies residentes (r), visitantes de invierno (vi) y visitantes de verano (vv) del por estación climática en las áreas de desmonte muestreadas dentro de la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.	42
Figura 15. Porcentaje (media \pm desviación estándar) de cobertura arbórea (a), cobertura arbustiva (b), cobertura herbácea (c) y cobertura de zacate llanero (d) por estación climática en áreas de desmonte y STS dentro de la comunidad de La Guásima, durante el año 2014. Las letras minúsculas muestran los diferentes grupos homogéneos ($\alpha=0.05$).	44
Figura 16. Dendrograma de disimilitud (índice de Bray-Curtis con ligamiento simple) de la comunidad de aves separadas por estación climática de la STS y de las áreas de desmonte (ad) en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.	48
Figura 17. Proyección de los valores de estructura de la vegetación por punto de conteo para las cinco áreas de desmonte (Factor 1 vs. Factor 2) dentro de la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.	51
Figura 18. Relación entre el índice de estructura de la vegetación y la riqueza de especies de aves (regresión lineal \pm intervalos de confianza al 95%) en áreas de desmonte de pequeña escala en la comunidad de La Guásima, durante tres estaciones climáticas en el año 2014.	53

Figura 19. Relación entre el índice de estructura de la vegetación y la densidad de aves (regresión lineal \pm intervalos de confianza al 95%) en áreas de desmonte de pequeña escala en la comunidad de La Guásima, durante tres estaciones climáticas en el año 2014. 55

Figura 20. Estructura de la vegetación (media \pm intervalos de confianza al 95%) de las áreas de desmonte en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014. Las letras minúsculas muestran los diferentes grupos homogéneos ($p < 0.05$). Los valores negativos de la estructura de la vegetación se relacionan con hábitat heterogéneos, valores positivos se relacionan con hábitats homogéneos. 56

Índice de tablas

Tabla 1. Riqueza específica estimada y observada de aves y porcentaje de representatividad (rep.) del muestreo en áreas de desmonte y STS en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.....	45
Tabla 2. Densidad estimada (aves/ha) e intervalos de confianza (95%) por estación climática en áreas de desmonte y STS muestreadas dentro de la comunidad de La Guásima, durante el año 2014. Se muestran los valores de la prueba estadística: z =mann-whitney u , n_1+n_2 = tamaño de muestra, p = valor de significancia.....	46
Tabla 3. Valores del índice de diversidad shannon-wiener por estación climática en áreas de desmonte y STS en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014. Se muestran los valores de la prueba estadística: t = t de hutcheson, g.l.= grados de libertad y p = valor de significancia ($\alpha=0.05$).	47
Tabla 4. Contribución a la varianza de cada factor en un análisis de componentes principales para cinco variables de la vegetación (riqueza arbórea, cobertura arbórea, arbustiva, herbácea y de zacate) en las áreas de desmonte muestreadas dentro de la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.	49
Tabla 5. Correlación de cada variable con los factores calculados en un análisis de componentes principales para cinco variables de la vegetación (riqueza arbórea, cobertura arbórea, arbustiva, herbácea y de zacate) en las áreas de desmonte muestreadas dentro de la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.	49
Tabla 6. Contribución de cada variable a los distintos factores en un análisis de componentes principales para cinco variables de la vegetación (riqueza arbórea, cobertura arbórea, arbustiva, herbácea y de zacate) en las áreas de desmonte muestreadas dentro de la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.	50
Tabla 7. Valores p y pendientes significativas ($\alpha=0.05$) de los modelos de regresión múltiple de la riqueza de aves contra la estructura de la vegetación y tamaño de parche en áreas de desmonte en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.....	52

Tabla 8. Valores p y pendientes significativas ($\alpha=0.05$) de los modelos regresión múltiple de la densidad de aves contra la estructura de la vegetación y tamaño de parche en áreas de desmonte en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014..... 54

I. Introducción

La selva tropical seca (STS), también conocida como bosque tropical caducifolio (Rzedowski, 2006), selvas caducifolias y subcaducifolias, selvas espinosas caducifolias (Pennington & Sarukhán, 2005), es un tipo de vegetación representativo de México, Centro y Sudamérica, que se caracteriza por exhibir una marcada estacionalidad lo cual le otorga al paisaje una apariencia completamente extrema: un periodo corto de lluvias, dónde la selva luce exuberante y de color verde, y otro periodo de sequía más largo, en el que la selva se vuelve de color grisáceo por la pérdida del follaje (Challenger & Soberón, 2008). Se distribuye en ambas vertientes de México: por el Pacífico, desde el sur de Sonora y el suroeste de Chihuahua hasta Chiapas, presenta una vegetación de entre la vertiente occidental inferior de la Sierra Madre Occidental y la costa del Pacífico, y por la vertiente oriental se ubica en los estados de Yucatán, sur de Veracruz y Tabasco (Pennington & Sarukhán, 2005). Es uno de los ecosistemas con mayor riqueza de aves en México, debido a la gran complejidad en su estructura que genera una diversidad amplia de microhábitats (Almazán-Núñez, 2006; Vazquez et al., 2009).

Particularmente, la STS de la región del Pacífico sobresale por poseer riqueza específica alta de aves, tanto de especies residentes como migratorias (Palomera-García, 1994), con hasta 189 especies residentes (Escalante et al., 1998) y representa una zona importante de residencia invernal para las aves terrestres migratorias neotropicales del oeste de Norteamérica, con 109 especies que se reproducen al norte de la frontera con México (excluyendo rapaces, aves nocturnas, vencejos y golondrinas) e invernan a lo largo de la vertiente del Pacífico de México (Hutto, 1995; Hutto, 2010; Navarro-Sigüenza et al., 2014), llegando a conformar hasta un 55% del total (Hutto, 2010). Además,

es una de las áreas con mayor número de endemismos (aproximadamente 20% del total de aves del área) (Escalante et al., 1998).

Aunque se conoce la importancia de la STS para la conservación biológica, los intentos para su conservación en México han sido poco efectivos contra la presión demográfica que ha provocado durante décadas el cambio de uso de suelo (Ceballos et al., 2010) por lo que actualmente la STS se considera el ecosistema tropical más amenazado a nivel nacional. Tiene todavía una extensión de 7.45 millones de ha (48% de las selvas originales en la vertiente del Pacífico de México; Trejo, 2010), pero la tasa anual de deforestación (1.4%) sigue en aumento (Trejo & Dirzo, 2000).

Cuando a un hábitat se le cambia su uso de suelo, su distribución se fragmenta, creando finalmente parches de vegetación nativa rodeados de un ambiente modificado (Saunders, 1991), lo que generalmente conlleva la pérdida de biodiversidad y funciones ecológicas (Morales, 2009). En México, la deforestación para uso agrícola constituye la mayor amenaza para la conservación de las aves terrestres (Robbins et al., 1989; Hutto, 1995), la cual es una actividad que se ha ido incrementado alarmantemente desde la época colonial (Janzen, 1988; Reynaud & Thioulouse, 2000; Chazdon et al., 2010). Este reemplazo de los hábitats naturales por sistemas de agricultura genera la necesidad de comprender el efecto de las actividades humanas sobre la vida silvestre (Macgregor-Fors & Schondube, 2011).

Las comunidades de aves de sitios fragmentados pueden hacer uso de los fragmentos de vegetación nativa de manera distinta dependiendo de la biología propia de las especies (ej. gremio alimenticio, tamaño corporal) y de otros factores diversos como la estructura de la vegetación, el aislamiento o distancia entre los parches de vegetación, tamaño de los parches, el efecto de borde (el impacto que tiene la cercanía de la vegetación nativa al ambiente modificado), calidad del hábitat, incluso la estructura de la vegetación en el paisaje circundante al parche de vegetación nativa (Dorp & Opdam, 1987; Winter et al., 2006; Sekercioglu & Sodhi, 2007; Deconchat et al., 2009).

La relevancia del tamaño de los parches de vegetación nativa es uno de los factores que más se ha estudiado para conocer la respuesta de las aves a la fragmentación, principalmente en áreas donde la matriz es el ambiente modificado por el hombre (agricultura, urbanismo, entre otros) (Dorp & Opdam, 1987; Lehnen & Rodewald, 2009; Suarez-Rubio & Thomlinson, 2009; Bregman et al., 2014). En general, el tamaño de parche se relaciona directamente con la riqueza de especies, es decir, a mayor tamaño de parche mayor número de especies (Castelletta et al., 2005; Bregman et al., 2014), aunque otro factor importante que afecta la distribución de las aves en algunos estudios es el uso de suelo en el área circundante (Deconchat et al., 2009; Sigel et al., 2010). Éste a su vez se relaciona con la estructura de la vegetación, pues dentro de hábitats modificados por el hombre, la complejidad de la vegetación y diversidad de plantas está relacionada positivamente con el incremento en la riqueza y abundancia de aves (Chazdon et al., 2011), incluso existen estudios en los que la estructura de la vegetación se considera el mayor determinante de la riqueza y densidad de aves en pastizales, huertos, cultivos o áreas de crecimiento secundario (Villaseñor & Hutto, 1995; Macgregor-Fors & Schondube, 2011).

Una estructura de vegetación más compleja y heterogénea como líneas de árboles dentro de cultivos o incluso parches pequeños de vegetación nativa dentro de ambientes modificados por el hombre, sirven como corredores ecológicos entre parches del hábitat nativo, también para alimentación y anidación, aún para aves más sensibles a cambios antropogénicos (Macgregor-Fors & Schondube, 2011), especialmente para insectívoras (Deconchat et al., 2009). Aunque, generalmente las especies dependientes del bosque y de interés para la conservación son más abundantes en zonas boscosas con mayor cobertura de árboles que en hábitats abiertos (Chazdon et al., 2011), si no existe una estructura que conecte diferentes elementos del paisaje y este es homogéneo, se propicia el aislamiento del parche, lo que opone resistencia a la dispersión de los organismos (Deconchat et al., 2009; Sigel et al., 2010; Valdés, 2011).

Se han realizado estudios sobre la influencia del tamaño de parche y la estructura de la vegetación en hábitats predominantemente modificados, pero aún se sabe poco sobre las comunidades de aves en situaciones cuando la matriz la constituye la vegetación nativa y los parches corresponden a desmontes que tan sólo abarcan unos cuantos metros cuadrados o pocas hectáreas de extensión, es decir, en etapas tempranas del proceso de fragmentación (Hutto, 1989; Hutto, 1995). En este sentido, el presente estudio se realizó con la intención de comparar la comunidad de aves en STS en relativo buen estado de conservación con la de áreas de desmonte de pequeña escala (entre 0.25 ha y 8.87 ha) inmersas dentro de la STS. Se pretende con esta información contribuir al conocimiento sobre cómo se organizan (riqueza y densidad) las comunidades de aves en un paisaje poco fragmentado.

II. Antecedentes

2.1 Fragmentación del hábitat y sus consecuencias

La fragmentación es un proceso dinámico en el que la distribución continua de un hábitat se va reduciendo a parches discontinuos de menor tamaño. Entre mayor es la fragmentación, los parches reducen su área lo cual provoca a su vez un mayor aislamiento (Fahrig, 2003). Como resultado de lo anterior, una gran extensión de hábitat se transforma en parches que sumados tienen un área total menor a la de su extensión original y cada parche queda aislado por una matriz de hábitat diferente al original (Fahrig, 2003). El proceso de fragmentación del hábitat lleva implícitos cuatro efectos: 1) la reducción del área de hábitat original, 2) el incremento en el número de parches, 3) la disminución del tamaño de los parches, y 4) el aumento del aislamiento de los parches. La interacción de dichos efectos es lo que forma un paisaje fragmentado (Fahrig, 2003).

Los efectos de la fragmentación de hábitat sobre la biodiversidad no son homogéneos debido a que la vulnerabilidad de cada especie depende de factores como el grupo alimenticio al que pertenece y su capacidad para utilizar hábitats modificados (Fahrig, 2003; Banks-Leite et al., 2013). Al aumentar la fragmentación se pierden elementos alimenticios y algunas especies incursionan en el ambiente modificado en busca de alimento (Villaseñor & Hutto, 1995). En la valoración de los efectos es importante considerar la escala en que se cuantifica el impacto (escala local o paisaje) (Fahrig, 2003; Banks-Leite et al., 2013), pues en una escala local puede no ser negativo pero a una escala mayor, la fragmentación puede llevar a la extinción de especies (Fahrig, 2002).

Los fragmentos de vegetación nativa no siempre incluyen exclusivamente a las especies nativas del hábitat (Sekercioglu & Sodhi, 2007), puede haber un sesgo para ser habitados por especies generalistas (Patterson, 1987). La degradación del hábitat les brinda acceso a especies introducidas o invasoras que tienden a utilizar los ambientes modificados como vía de acceso a áreas donde antes no podían llegar (Chazdon et al., 2011; Valdés, 2011), por lo que los patrones de respuesta a los parches de vegetación nativa no son consistentes. Sin embargo, se ha demostrado que la abundancia de especies en el ambiente modificado se relaciona positivamente con la cercanía a parches de vegetación nativa (Deconchat et al., 2009).

2.2. Influencia del tamaño de parche en la comunidad de aves

Varios estudios indican que el tamaño de parche de vegetación nativa en una matriz modificada es el principal condicionante en la riqueza de aves (Dorp & Opdam, 1987; Bregman et al., 2014), tanto en zonas tropicales como en templadas (Antongiovanni & Metzger, 2005; Castelletta et al., 2005). Sin embargo, las especies tropicales tienden a ser más susceptibles al tamaño de parche debido a que muchas de ellas tienen una distribución discontinua, por lo que es menos probable que su distribución concuerde con los parches de vegetación nativa. Además, en los trópicos son más comunes las especies con baja densidad, distribución amplia y reproducción lenta, lo que incrementa su probabilidad de extinción en parches de vegetación pequeños (Bregman et al., 2014).

En matrices de ambientes modificados por el hombre, la sensibilidad a la fragmentación puede variar de acuerdo al grupo funcional. Bergman et al. (2014) indican que la relación entre la riqueza y abundancia de especies con el tamaño de parche de vegetación natural puede variar en grupos que requieren nichos alimenticios específicos como insectívoros, frugívoros y granívoros. En general, las especies insectívoras son afectadas principalmente por la reducción del tamaño de parches, mientras que frugívoras y granívoras

mantienen una riqueza y abundancia constante. En general, la importancia de los parches pequeños de vegetación nativa se ha minimizado, sin embargo se sabe que también pueden contener un número alto de especies, dado que pueden albergar especies tanto del hábitat nativo como las que usan los alrededores. Asimismo, dichos parches pueden sostener una alta riqueza si se encuentran cerca de áreas mayores de hábitat original y similar a la vegetación remanente en los parches, lo que los hace ser más “permeables”. Incluso existen grupos con afinidad a parches de vegetación nativa de tamaño pequeño, como especies del género *Passerina* en pastizales nativos, mientras que otras especies dependientes del bosque requieren de un parche de vegetación nativa de mayor tamaño (Davis, 2004). Esta discordancia sugiere la necesidad de más estudios para determinar la importancia del tamaño de parche en la riqueza y abundancia de especies en condiciones variadas.

Los estudios que relacionan el tamaño de parche con la riqueza de aves se refieren a un parche compuesto por el hábitat original y rodeados de una matriz de ambientes modificados por el hombre. En este contexto se ha indicado que hay una serie de factores adicionales que influyen en la riqueza de aves: aislamiento, grupo taxonómico, estructura de la vegetación (Prugh et al., 2008, Winter et al., 2006, Wells et al., 2011), gremios alimenticios (Bregman et al., 2014) y efecto de borde (Anjos et al., 2011). En cambio, muy pocos estudios se han enfocado sobre la situación opuesta, un paisaje donde el parche sea el ambiente modificado por el hombre y el área circundante esté compuesta por vegetación nativa bien conservada.

2.3 La influencia de la estructura de la vegetación en la comunidad de aves

Se ha demostrado que analizar la estructura de la vegetación es importante en el estudio de las comunidades de aves. Esta puede ser cuantificada en distintas escalas, puede usarse la descripción de la flora, número de estratos, cobertura de vegetación por estratos, altura del dosel y las coberturas de la

vegetación nativa para conocer cómo afecta a la comunidad de aves (Coreau & Martin, 2007; Fuller & Rothery, 2013). Existen estudios en los que la estructura de la vegetación se considera el mayor determinante de la riqueza y abundancia de aves en un paisaje fragmentado, con hábitats modificados y de vegetación nativa (Coreau & Martin, 2007; Banks-Leite et al., 2013; Fuller & Rothery, 2013).

Los hábitats con una estructura homogénea o escasa, como los campos de cultivo y pastizales en STS desmontada en México, tienen poca importancia para la conservación de las aves (poca riqueza, y una representación muy escasa de especies endémicas) (Macgregor-Fors & Schondube, 2011). No obstante, en otro estudio se muestra que esta situación puede mejorar si en los parches de pastizales se encuentran árboles, arbustos, o líneas de árboles (Deconchat et al., 2009; Chazdon et al., 2011), ya que se incrementa la complejidad en la estructura de la vegetación, proporcionando mayor cantidad de microhábitats para las aves, además de servir como un corredor entre distintos parches (Chazdon et al., 2011). Por otra parte una vegetación homogénea y poco compleja también puede ser importante, sobre todo si presenta alimento para las aves (Segura & Arturi, 2012).

El efecto que tiene la estructura de la vegetación en la riqueza y densidad de aves en parches de desmonte rodeados de STS ha sido poco estudiado. Las especies migratorias neotropicales pueden utilizar áreas de crecimiento secundario en el occidente de México, aunque la mayoría utiliza la vegetación de STS conservada (Hutto, 1989; 1995). La riqueza y abundancia de aves aumenta al incrementarse la complejidad de la estructura de la vegetación (Macgregor-Fors & Schondube, 2011).

III. Justificación

Las aves son un grupo vulnerable y sensible a la fragmentación y a los cambios espacio-temporales en el hábitat, por lo que su estudio ayuda a la comprensión del efecto de dichos procesos ecológicos en la fauna silvestre. Debido a que este estudio aporta información novedosa sobre la composición específica y distribución de la comunidad de aves en un paisaje de STS poco fragmentado, se tendrá un mejor entendimiento del efecto de la fragmentación del hábitat en etapas iniciales sobre la dinámica de la comunidad de aves de STS, lo cual es un aspecto fundamental de la ecología de la conservación. Esta información será útil para el manejo adecuado de las áreas con vegetación nativa que presentan indicios de fragmentación.

IV. Hipótesis

1.- El tamaño de parche no influye en la riqueza específica y densidad de aves en las áreas de desmontes, por ser de baja escala (<10 ha) y las especies asociadas a zonas despejadas o abiertas son pocas y están bien distribuidas dentro de la STS.

2.- El incremento en la complejidad del hábitat (estructura de la vegetación) influye positivamente en la riqueza específica y densidad de aves en las áreas de desmonte.

V. Objetivos

5.1 Objetivo general

Conocer la respuesta de la avifauna a desmontes de pequeña escala inmersas en una matriz natural de STS, en La Guásima, Concordia, a lo largo de un ciclo anual.

5.2 Objetivos particulares

1.- Caracterizar la riqueza específica, abundancia relativa, composición taxonómica, gremios alimenticios y estacionalidad de la comunidad de aves en áreas de desmonte y en la STS, a lo largo de un ciclo anual.

2.- Describir la estructura de la vegetación a lo largo de un ciclo anual.

3.- Comparar riqueza específica y densidad de aves entre las áreas de desmonte y la STS.

4.- Determinar el efecto del tamaño de parche y la estructura de la vegetación en la riqueza y densidad de aves en áreas de desmonte.

VI. Área de estudio

El presente estudio se realizó dentro del predio perteneciente a la comunidad de La Guásima, localizado en el municipio de Concordia, en el sur del estado de Sinaloa, en la vertiente occidental inferior de la Sierra Madre Occidental, ubicado entre las coordenadas 23°19'00" y 23° 20'45" de latitud Norte y 105°54'00" y 105°57'30" de longitud Oeste (Guido-Sánchez et al., 2005) (Figura 1). La Guásima cuenta con una superficie de 7,889 ha y abarca un gradiente altitudinal de 200 a 915 m sobre el nivel del mar. Los principales tipos de vegetación en La Guásima son: la STS, los bosques de *Quercus*, los pastizales naturales y los bosques de galería (Ruiz et al, en prensa). Las principales actividades humanas que se desarrollan son la agricultura, la ganadería extensiva y la producción silvícola (Guido-Sánchez et al., 2005). Se estima que la superficie total modificada es de 802 ha, de las cuales 732 ha son sistemas de agricultura de temporal, principalmente de maíz, y 70 ha son áreas de desmonte de la STS en las cuales se cultivan especies forrajeras para el pastoreo de ganado vacuno principalmente. Estas áreas son manejadas por 67 comuneros, la mayoría con superficies menores a 10 ha (Guido-Sánchez et al., 2005). Cabe mencionar que en La Guásima, gracias a la participación de todo un equipo interdisciplinario de trabajo, se han llevado a cabo varios programas de manejo y conservación de los recursos naturales, como por ejemplo, desde el 2003 se comenzaron los inventarios florísticos y faunísticos, en el 2004 se prohibió la tala de árboles maderables y la captura ilegal de aves, en el 2005 la CONANP la declaró como Región Prioritaria para la Conservación debido a su diversidad florística y faunística, y en 2010 se propuso, junto con otros ejidos y comunidades, como una nueva Área Natural Protegida para Sinaloa (Guido Sánchez et al., 2010). El presente estudio se desarrolló en el sur del predio de La Guásima, en los alrededores del Rancho San Isidro, una de las zonas que

más se han estudiado y que queda dentro del polígono que los comuneros desean conservar (Guido Sánchez et al., 2010). El área de estudio abarca aproximadamente 2 km de STS con un ancho de aproximadamente 100 m, mientras que las áreas de desmonte abarcan aproximadamente 15.5 ha. La ruta que se muestreo de STS y las áreas de desmonte se encuentran aproximadamente a 2.4 km del punto más cercano a la autopista Maz-Dgo, y a 0.24 km del rancho más cercano (San Isidro). Cercana al área de estudio cruza el arroyo San Pablo (Figura 1).

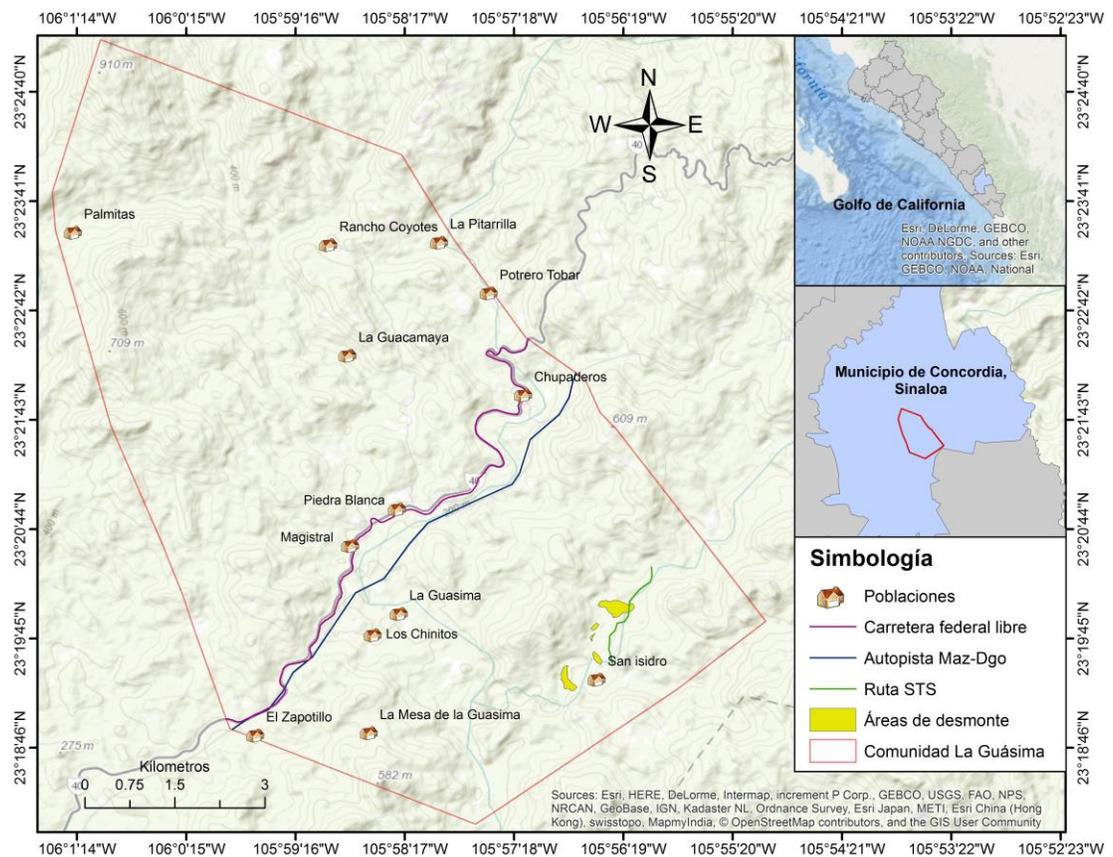


Figura 1. Polígono de la comunidad de La Guásima, Concordia, Sinaloa, México. Se muestran los poblados y carreteras, además de las áreas de desmonte y ruta de STS muestreados en este estudio, durante el año 2014.

6.1 Descripción de la selva tropical seca

La STS ocurre en regiones tropicales donde hay una estacionalidad muy marcada, con una época seca y una húmeda. Durante la época de sequía la precipitación es nula o menor a los 60 mm y puede durar hasta casi nueve meses. En La Guásima, la época húmeda va desde junio a octubre, con una precipitación total anual de 1200 a 1600 mm. La característica más evidente de estas selvas, es que más del 75% del estrato arbóreo pierde su follaje durante la época de secas. Por lo general-la altura de los árboles no supera los 15 m y el diámetro de los troncos no sobrepasa los 50 cm, los tallos suelen ser retorcidos y se ramifican a corta altura (Pennington & Sarukhán, 2005; Rzedowski, 2006; Challenger & Soberón, 2008). En La Guásima, este tipo de vegetación no ha sufrido pérdidas considerables de su cobertura nativa, sin embargo, a nivel de estructura interna de la comunidad florística existe un impacto antropogénico, que data de siglos atrás, en algunas especies maderables, en sitios muy puntuales, generalmente rodeando poblados y carreteras (Guido Sánchez et al., 2010).

Las especies más representativas de este tipo de vegetación en La Guásima son *Haematoxylum brasiletto* (palo de brasil), *Chloroleucon mangense* (cucharo o ébano blanco), *Ipomoea arborescens* (palo blanco), *Lysiloma divaricatum* (mauto colorado), *Pachycereus pecten-aboriginum* (cardón), *Plumeria rubra* (xacalasúchitl), entre otros. Las plantas epífitas pueden ser muy abundantes y cubrir densamente las ramas de los árboles, por ejemplo las del género *Tillandsia* (Rzedowski, 2006; Challenger & Soberón, 2008; Guido Sánchez et al., 2010).

Debido a que la humedad se conserva mejor en sitios de terreno quebrado con sombra orográfica prolongada o hasta permanente, en La Guásima existen porciones de la selva seca con elementos subcaducifolios que mantienen cierto verdor aún en la época más seca del año. Los árboles en estas áreas rebasan los 15 m de altura, y pueden llegar a medir hasta 25-35 m (Pennington & Sarukhán, 2005; Rzedowski, 2006; Ceballos et al. 2010). Los principales

elementos que se observan son: *Brosimum alicastrum* (capomo), árboles del género *Ficus* (camichina, chalata, higuera), *Sideroxylon persimile* (cupía o bebelamo), *Hura polyandra* (haba), *Bursera spp.* (papelillos) y *Tabebuia rosae* (amapola) (Rzedowski, 2006; Guido Sánchez et al., 2010).

6.2 Descripción de las áreas de desmonte

Las áreas de desmonte donde se realizó el muestreo (Figura 2 y Anexo 2) fueron creadas durante la década de 1980 para sembrar pasto para el ganado vacuno. Una de ellas fue abandonada a los dos años de ser creada, por no poseer tierra fértil, sin embargo se siguió usando como potrero, aunque, en los últimos tres años ha comenzado a crecer vegetación secundaria y hierbas. En la comunidad de La Guásima los pastizales han sido introducidos mediante desmontes y la siembra posterior del zacate llanero (*Andropogon gayanus*) y a mucho menor escala el zacate buffel (*Pennisetum ciliare*) y el zacate Callie (*Cynodon dactylon*) (Guido Sánchez et al., 2010). En estas áreas ocurre un manejo intenso por parte de los ganaderos que incluye el desmonte, cercado, siembra, riego selectivo y exclusión o permisión de la presencia del ganado.

Las cinco áreas de desmonte que se consideraron para este estudio se encuentran cercanas a un pequeño rancho de una casa con 3 a 6 habitantes, dependiendo de la época del año, pero inmersas dentro de la STS y colindan con el arroyo San Pablo en alguno de sus extremos (Figura 2). A pesar de contar con la presencia de especies arbóreas aisladas, como huanacastle (*Enterolobium cyclocarpum*), tocomate (*Crescentia alata*), haba (*Hura polyandra*), cardón (*Pachycereus pecten-aboriginum*) y algunas leguminosas, las áreas de desmonte suelen ser extensiones de vegetación muy homogénea y los cambios en su estructura están sujetos a la dinámica propia del manejo que reciben. El zacate crece hasta 3 m en la temporada de lluvias y se mantiene así hasta llegar la época de secas, misma en la que el ganado ya no encuentra alimento en el sotobosque de la selva, y el ganadero permite el acceso a los pastizales hasta agotarlos o hasta que se sequen y caigan al suelo. Una vez que el ganado consume el zacate, los pastizales se vuelven áreas muy

despejadas con poca cobertura de vegetación hasta que regresan las lluvias y vuelve a crecer el pasto, y se repite el ciclo.

Las áreas de desmonte de mayor tamaño (1 y 5), de 4.45 y 8.87 ha respectivamente (Figura 2), estuvieron cultivadas con zacate llanero en su totalidad y cumplen con la dinámica de manejo anual previamente descrita. El área 2, de 1.26 ha, tuvo un manejo distinto al resto de los pastizales, pues éste se siguió regando durante la época de secas para mantener los brotes y alimentar a un grupo reducido de ganado. En aproximadamente una cuarta parte de esta misma área se sembró maíz, calabaza y jamaica al inicio de la temporada de lluvias y se excluyó al ganado. En las áreas 3 y 4 no hubo presencia de zacate llanero y había acceso libre para el ganado. En el área 3, de 0.26 ha, se cultivó maíz al comenzar la temporada de lluvias, de manera que antes de la lluvia se preparó el terreno y a partir de la siembra se excluyó al ganado. El área 4, de 0.66 ha, no tuvo ningún tipo de cultivo por ser una tierra no fértil y difícil de trabajar según los campesinos, por lo que es un área que está siendo invadida por la vegetación secundaria y hierbas, dándole una cobertura vegetal diferente al resto y más heterogénea.

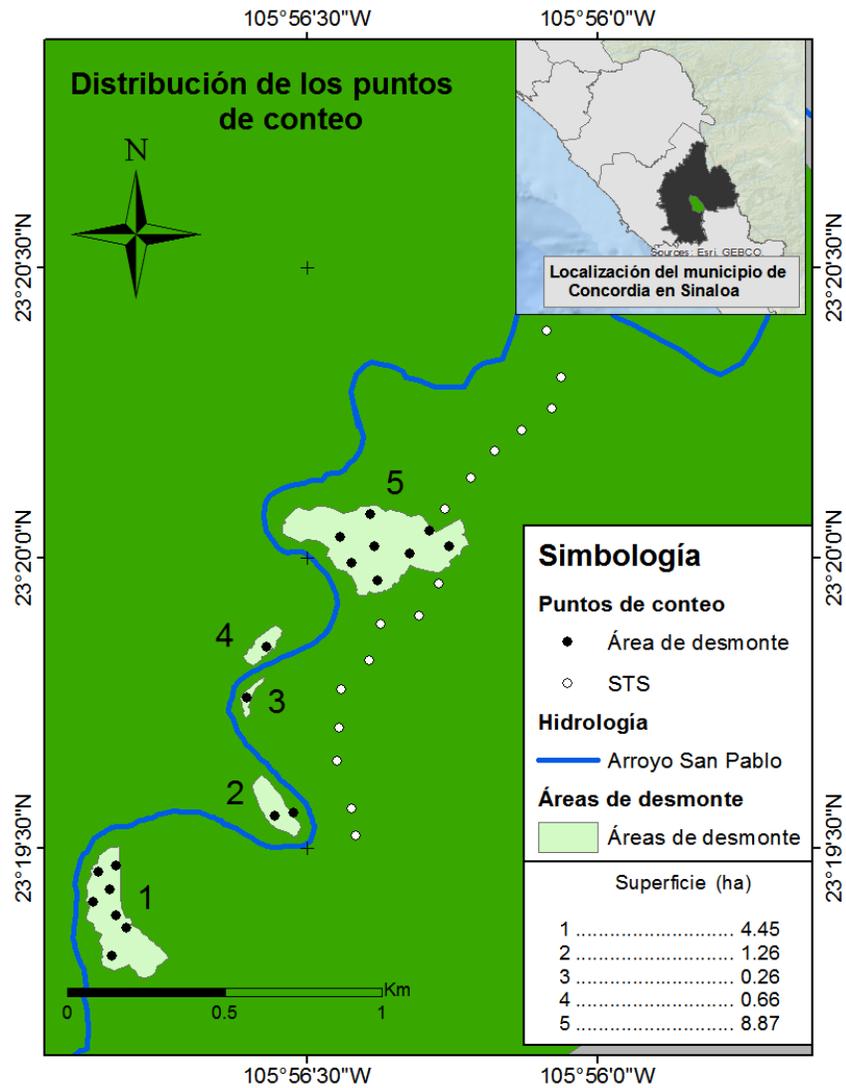


Figura 2. Distribución de los puntos de conteo de la avifauna en la vegetación de STS y en las áreas de desmorte dentro de la comunidad de La Guásima, Concordia, Sinaloa, México, muestreados durante el año 2014.

VII. Materiales y Métodos

7.1 Muestreo de aves

Se realizó una visita mensual a lo largo de un año al área de estudio. El muestreo de aves en los distintos tipos de hábitat se realizó utilizando el método de conteo por puntos (Ralph et al., 1996). Este consiste en que el observador permanece en un punto fijo donde espera un minuto en silencio para minimizar la perturbación ocasionada por él mismo al llegar al sitio, debido a que se intenta tomar una “fotografía” del momento (Shiu & Lee, 2003). Luego se procede a tomar nota de todas las aves que sean detectadas durante 5 minutos (Hilden et al., 1991; Buckland et al., 2008) para minimizar el sesgo y permitir una buena detección de las aves que se encuentran y tener un dato lo más cercano a la realidad, sin extenderse demasiado en tiempo como para avistar individuos nuevos que lleguen durante la observación (Shiu & Lee, 2003).

La identificación puede ser tanto visual como auditiva. Para cada individuo se estimó la distancia y se registró el minuto de detección, mientras que en el caso de ser un grupo se tomaban datos adicionales como el número de individuos y la distancia promedio al grupo. Los registros auditivos se consideraron igual que los avistamientos y se obtuvieron mediante triangulación del sonido es decir, caminábamos hacia adelante y/o hacia atrás de la posición fija del punto, para poder detectar mejor a qué distancia se encontraba el individuo o de ser posible determinando el árbol o arbusto donde se encontraba el ave (Buckland et al., 2008). El tamaño de la parvada se registró solo cuando se estaba seguro del número de individuos; para ello, frecuentemente se tuvo que acercarse al observador, una vez terminado el punto, para confirmar el número de individuos y especie, en caso de dudas. Las especies que pasaron por el área

sobrevolando no contaron como presencia en el punto de conteo, solo se tomó registro de éstas para incluirlas en una lista general. No se predefinió un radio que limitara el registro de aves, esto con la finalidad de no descartar registros que pudieran ser útiles en los análisis.

Adicionalmente, el método de Ralph et al. (1996) señala que el observador debe estar capacitado para identificar visual y auditivamente las especies locales, contar con binoculares, una libreta de notas, lápiz, un reloj con segundero y un mapa de la zona. Los puntos de conteo deben estar indicados en el mapa o si se cuenta con equipo GPS (Global Positioning System), tomar coordenadas de los puntos de conteo. De preferencia, también pueden marcarse en el campo con cinta plástica de color, de manera que los puntos puedan ser encontrados en las siguientes visitas. Entre punto y punto, el observador puede desplazarse a pie o en vehículo.

Con base en dicha metodología y teniendo en consideración lo complicado de hacer un esfuerzo de muestreo representativo en selvas tropicales, se determinó una porción de las mismas, en la que se distribuyeron de manera sistemática (Ralph et al., 1996) 16 puntos de conteo a lo largo de un camino de terracería, escasamente transitado, que atraviesa la STS (Figura 2, Anexo 2). Para las áreas de desmonte se distribuyeron 19 puntos de conteo para cubrir toda el área (Figura 2 y Anexo 2). La separación entre puntos, tanto los de la STS como los de las áreas de desmonte, fue de al menos 100 m. Todos los puntos se muestrearon una vez mensualmente, de enero a diciembre del 2014. Durante los muestreos de enero a julio (7 meses) participaron 3 observadores en un mismo punto, esto sirvió para estandarizar la detección, las medidas de la distancia (Buckland et al., 2008), la especie (para registros auditivos) y el número de aves que cada observador contaba. A partir de agosto, una vez ya “calibrados” los distintos observadores se repartieron los puntos entre 2 equipos, para agilizar el trabajo de campo.

Los recorridos fueron matutinos (de 7:00 am 10:00 a.m.) para minimizar el sesgo de detección derivado del patrón de actividad circadiano en la mayoría de

las especies (Ralph et al., 1996). La identificación de las especies se realizó con ayuda de binoculares (10x42) y guías de campo (Howell & Webb, 1995; Dunn & Alderfer, 2006; van Perlo, 2006; Sibley, 2014).

7.2 Caracterización de la cobertura de la vegetación

Se realizó una cuantificación apreciativa de la vegetación, la cual consistió en aplicar índices cuantitativos de clasificación u ordenación (en este caso se usó el porcentaje) a cada estrato o zonificación vertical de la vegetación, como es la arbórea, arbustiva y herbácea (Ramírez-González, 2006). Además, conforme a dicha metodología, las estimaciones se hacían por triplicado (por tres personas distintas) durante todo el año, con lo que se buscaba minimizar el error (0.21 ± 0.06) obteniendo el promedio. Con base en lo anterior, en cada punto de conteo se registró la cobertura de la vegetación en porcentaje para cada estrato, considerando un radio de 30 m, además se registró el número de especies arbóreas, la altura máxima y el diámetro de altura al pecho para las de mayor talla (Ralph et al., 1996). En el caso de las áreas de desmonte, en cada punto se registró también la cobertura del zacate llanero.

La caracterización de la cobertura se realizó mensualmente para los puntos dentro de las áreas de desmonte, ya que son ambientes que cambian de un mes a otro, dependiendo del uso y manejo que se les dé. En los puntos dentro de la STS se realizó la caracterización una vez por estación climática, para llevar un registro de los cambios en la cobertura foliar.

7.3 Análisis de los datos

7.3.1 Descripción de los datos observados

Debido a que las observaciones de aves se realizaron una vez al mes, fue necesario establecer qué meses correspondían a cada estación climática. Los meses que se dividen entre dos estaciones climáticas se incluyeron en aquella

que representa con más días del mes. Por ejemplo, marzo es un mes donde hay cambio de estación, sin embargo la mayor parte del mes (21 días) pertenece a invierno, y el resto (10 días) a primavera, es por eso que marzo lo consideramos como parte de invierno. De esta manera la época de invierno corresponde a los meses de enero a marzo, primavera de abril a junio, verano de julio a septiembre (coincidiendo con los meses de mayor precipitación) y otoño de octubre a diciembre.

La descripción de los datos obtenidos por mes y por estación climática se realizó por tipo de hábitat (STS y áreas de desmonte). Para ello se estimó la riqueza específica (S), que es equivalente al número de especies (Moreno, 2001) y la abundancia relativa, que consiste en el número de individuos por mes o proporción del total de registros de una población que es comparable en sitios o tiempos distintos (Naranjo, 2000).

Además se describió la riqueza específica y abundancia de los distintos gremios alimenticios, de las familias taxonómicas y la estacionalidad o residencia en cada hábitat, para conocer el uso que les dan las aves a las áreas de desmonte y a la STS. La ubicación de las especies por gremio alimenticio se obtuvo de la literatura (Palomera-García, 1994; Ramírez-Albores & Ramírez-Cedillo, 2002; Ruiz-Santos, 2010) y de las observaciones realizadas en campo.

Para enlistar apropiadamente a las especies que se registraron en el presente estudio, se utilizó el orden sistemático propuesto por la American Ornithologists' Union (The AOU Check-list of North and Middle American Birds, 7th Edition, hasta su 55^o suplemento, <http://checklist.aou.org/taxa/> revisada el 22/07/15) mientras que los nombres comunes fueron tomados de Escalante et al. (2014). La caracterización de la estacionalidad o residencia de las aves registradas se tomó de van der Heiden et al. MS

Como un complemento a la descripción de la comunidad de aves, se utilizó la función (1) propuesta en Zar (1999), la cual es equivalente a la del índice de diversidad de Shannon-Wiener para cada estación climática y por hábitat. El

índice consiste en el cálculo de la probabilidad de elección de un grupo de n objetos independientes, cuya probabilidad de elección es $p_1, p_2 \dots p_n$ (Shannon & Weaver, 1949):

$$1. H = \frac{n \log n - \sum f_i \log f_i}{n}$$

Esta función (1) se seleccionó por ser más sencilla y proporcionar los parámetros requeridos para conocer si había diferencias significativas entre hábitats mediante una prueba t de Hutcheson para diferencias entre dos índices de diversidad (Zar, 1999).

También se realizó una descripción de la vegetación con base en los datos obtenidos de cobertura de la vegetación a lo largo del año. Se comparó entre estaciones climáticas mediante un ANDEVA de un factor con medidas repetidas para cada variable (cobertura arbórea, arbustiva, herbácea y zacate), cuando se presentaron diferencias significativas se utilizó la prueba de Tukey para la separación de medias, mediante el programa Statistica 7.1.

7.3.2 Estimación de la riqueza específica y representatividad del muestreo

La estimación de la riqueza específica se realizó mediante los parámetros obtenidos del ajuste a la ecuación de Clench (1979). Se estimó la riqueza por estación climática para cada tipo de hábitat.

La ecuación de Clench es el modelo matemático más utilizado para estimar riqueza de especies y tiene un buen desempeño en la mayoría de las situaciones reales y para la mayoría de los taxones. La curva de Clench se caracteriza por cuantificar el número de especies que van apareciendo en un inventario según aumenta el esfuerzo de muestreo. Para el presente estudio dicho esfuerzo de muestreo corresponde a los puntos de conteo establecidos en cada hábitat (16 en STS y 19 en áreas de desmonte). Al inicio, la curva presenta una pendiente alta, cuando todas las especies comunes se registran, pero conforme avanza el muestreo, sólo se irán añadiendo las especies raras, y

la pendiente desciende. Teóricamente se habrán muestreado todas las especies presentes en la zona cuando la pendiente descienda a cero (Jiménez-Valverde & Hortal, 2001).

La estimación de la riqueza mediante la ecuación de Clench requirió el uso de distintos softwares (EstimateS, Excel y Statistica). En primera instancia se requiere de una base de datos con las especies y valores de ausencia/presencia o abundancias y el esfuerzo de muestreo. Se utilizó el programa EstimateS para generar una curva de acumulación de especies en función del tamaño de muestra (100 aleatorizaciones). A los valores calculados mediante el programa EstimateS se les ajustó el modelo de Clench mediante un método iterativo de mínimos cuadrados en el programa Statistica.

La ecuación de Clench (Ecuación 2) es la siguiente:

$$2. \text{ Riqueza de especies} = (a * \text{esfuerzo de muestreo}) / (1 + (b * \text{esfuerzo de muestreo}))$$

a= tasa de incremento de nuevas especies al comienzo del inventario

b= parámetro relacionado con la forma de la curva

$$3. \text{ Asíntota} = a/b$$

La asíntota (Ecuación 3) de la curva se interpreta como la riqueza estimada, ya que es el número máximo que alcanza la curva. A su vez, la representatividad (Ecuación 4) del muestreo se obtiene al dividir la riqueza observada entre la riqueza estimada y multiplicarla por cien, para obtener un porcentaje.

$$4. \text{ Representatividad} = (\text{Riqueza observada} / \text{riqueza estimada}) * 100$$

7.3.3 Estimación de la densidad

Un muestreo de distancia permite la estimación más acertada de la densidad (D = individuos por unidad de área) en una población biológica. El método consiste en establecer puntos fijos y desde ahí medir las distancias a los individuos detectados. Sin embargo la teoría establece que los individuos no serán detectados en su totalidad, sino que, existe una tendencia marcada a disminuir la detectabilidad al incrementar la distancia (Buckland et al., 1993).

El foco central del muestreo de distancia es la función de detección $g(r)$, la cual describe la probabilidad de detectar un objeto dada la distancia r al punto de observación. Por lo general, la detectabilidad disminuye conforme aumenta la distancia, pero siempre es $0 \leq g(r) \leq 1$ (Buckland et al., 1993). El método ajusta a un modelo que describa dicha función, y esto muestra la forma de la curva que relaciona la probabilidad de detección (Ecuación 5) con la distancia del individuo (r) al punto de observación (Buckland et al., 2008).

$$5. \text{ Probabilidad de detección } (P_a) = \frac{2}{w^2} \int_0^w r g(r) dr$$

Considerando la opción de que todos los registros son individuales (no parvada) la densidad (Ecuación 6) se estima (Buckland et al., 2008):

$$6. D = \frac{n}{k\pi w^2 P_a}$$

k = número de puntos en el muestreo.

n = número de aves registradas a lo largo de todos los puntos de conteo.

w = radio de observación.

En caso de que los individuos se agrupen en parvadas (2 o más individuos), se toma la ecuación 6 como densidad de parvadas D_s y se multiplica por el promedio del tamaño de la parvada $E(s)$ para extraer la densidad individual (Ecuación 7) (Buckland et al., 2008):

7. $D = D_s \cdot E(s)$

Existen varios supuestos que deben ser cumplidos en el proceso de toma de datos para poder aplicar el método de muestreo de distancia (Buckland et al., 1993; 2008):

- 1.- Los individuos ubicados en el punto de conteo, son detectados con certeza.
- 2.- Los individuos no se mueven: los individuos son detectados en su posición inicial, previa a cualquier movimiento en respuesta al observador.
- 3.- Las mediciones de las distancias son exactas.
- 4- Para los individuos que se registran en grupos, el tamaño del grupo es detectado sin error.
- 5- Los individuos están distribuidos espacialmente en el área por un proceso estocástico (aleatorio), D =individuos por unidad de área.

Las densidades por hectárea e intervalos de confianza (95%) se estimaron incluyendo los registros de aves de cada punto de conteo por estación climática en STS y áreas de desmonte (48 y 57 puntos de conteo por estación climática respectivamente). Para la estimación de la densidad el programa Distance 6.2 (Thomas et al., 2006) agrega al cálculo de densidad la influencia de la dilución de la detectabilidad conforme aumenta la distancia en registros individuales, así como también el sesgo en la detección del tamaño de parvada conforme aumenta la distancia, y realiza un ajuste según sean los efectos. El radio de observación fue el valor máximo registrado de distancia (Thomas et al., 2010).

El programa Distance también permite ajustar y valorar varios modelos para describir la probabilidad de detección. Las funciones que incluye el programa son: distribución uniforme, exponencial negativa, media normal y tasa de riesgo. Se realizaron pruebas con todos los modelos para valorar cuál modelo se

ajustaba mejor a la distribución de los datos. El “mejor” modelo se seleccionó considerando el de menor valor en el Criterio de información de Akaike (AIC por sus siglas en inglés), pero para hacerlo más estricto se buscó que cumplieran con la prueba de Chi-cuadrada de bondad de ajuste ($p > 0.05$). El ancho de intervalo para agrupar las frecuencias de la distancia se ajustaron manualmente para cumplir con la prueba de bondad de ajuste, excepto los que ya cumplían usando los intervalos y el truncado automático propuestos por el programa. También se consideró que la selección del modelo tuviera concordancia con el menor coeficiente de variación en la densidad. El truncado también se realizó de manera manual, se eliminaron los registros esporádicos a 100 m de distancia o más (Buckland et al., 2008).

Para conocer las diferencias de densidad entre hábitats, se realizó una prueba no paramétrica de comparación de grupos Mann-Whitney U para cada estación climática, debido a que los datos no cumplían con el supuesto de homocedasticidad. Se calculó el valor del estadístico z ($H_0: D_1 = D_2$) para encontrar diferencias significativas, ya que el tamaño de muestra era grande. El nivel de significancia fue de $\alpha = 0.05$.

7.3.4 Índice de disimilitud Bray-Curtis

Se calculó el índice de disimilitud Bray-Curtis (Ecuación 8) como parte del objetivo 3, el cual consiste en comparar la composición de la comunidad de aves en las distintas estaciones climáticas por tipo de hábitat.

Este índice compara el cambio de especies que hay de un muestreo/hábitat a otro, y de esta manera da un índice de disimilitud entre las muestras comparadas que oscila entre cero (ambos sitios tienen la misma composición) y 1 (no hay especies en común).

El índice se compone de la sumatoria de las diferencias absolutas de la abundancia de una especie entre los dos sitios, dividido por la sumatoria de la

suma de las abundancias de la misma especie en los dos sitios (Bray & Curtis, 1957):

$$8. \text{ Bray-Curtis} = \frac{\sum |X_{ij} - X_{ik}|}{\sum (X_{ij} + X_{ik})}$$

Con los valores obtenidos del índice de disimilitud se creó un dendrograma con ligamientos simples en el programa Statistica para visualizar la distancia de agrupamiento de cada grupo de datos.

7.3.5 Evaluación del efecto de la estructura de la vegetación y el tamaño de parche en la riqueza y densidad de aves dentro de las áreas de desmonte

Primero se realizó un análisis de componentes principales (Budaev, 2010) para simplificar el número de variables redundantes consideradas para la estructura de la vegetación, creando un índice de estructura de la vegetación en el programa Statistica. Las variables que se utilizaron para el análisis fueron: cobertura arbórea, cobertura arbustiva, cobertura herbácea, cobertura del zacate y riqueza arbórea. El análisis se hizo solo para las áreas de desmonte, tomando como valor individual los datos de cada punto de conteo por cada mes (228 datos), no se aplicó una transformación logarítmica a los datos.

Se estimó la densidad en cada punto de conteo en el programa Distance 6.2 mediante un análisis covariado múltiple con la influencia del tamaño de parche y la estructura de la vegetación para controlar el efecto de los mismos en la densidad (Thomas et al., 2010). Se utilizó el valor del análisis de componentes principales como un índice de la estructura de la vegetación como covariable no factorial, y el tamaño de parche como covariable factorial, donde los diferentes tamaños de parche se seleccionaron como factores.

Para conocer el efecto de las áreas de desmonte en la comunidad de aves, se realizó un análisis de regresión lineal múltiple (Ecuación 9) para evaluar la relación de la riqueza y densidad de aves como variables dependientes, contra

tamaño de parche y estructura de la vegetación como variables independientes en cada estación climática, ya que cada estación presenta una composición de avifauna distinta. En total se realizaron 8 análisis distintos. El nivel de significancia que se utilizó fue $P= 0.05$.

El modelo de regresión lineal múltiple supone que (Cohen et al., 2013):

$$9. Y = b_0 + b_1X_1 + \dots + b_nX_n$$

En donde:

Y= la variable dependiente.

X_i = variables independientes.

b_i = coeficiente del modelo, calculado por el programa estadístico, de modo que se minimicen los residuos.

Para conocer las diferencias de la estructura de la vegetación entre las áreas de desmonte, se realizó una ANDEVA de una vía, y la prueba de Tukey para la separación de medias, mediante el programa Statistica 7.1.

VIII. Resultados

8.1 Caracterización de la riqueza y abundancia de la comunidad de aves en la STS y en las áreas de desmonte a lo largo de un ciclo anual

8.1.1 Riqueza específica por hábitat, familia taxonómica, gremios alimenticios y estacionalidad

A lo largo del ciclo anual 2014 se registraron 102 especies de aves en los puntos de conteo, pertenecientes a 74 géneros y 28 familias. Las familias más representativas por su número de especies fueron los mosqueros o tiránidos (Tyrannidae; 19), los chipes o parúlidos (Parulidae; 10) y los cardenales o cardinálidos (Cardinalidae; 9). Los géneros más representativos fueron los vireos (*Vireo*; 5), colorines (*Passerina*; 4) y tángaras (*Piranga*; 4). A la lista general (Anexo 1) se agregaron 24 especies que fueron detectadas en diferente horario dentro de la zona o fueron registradas sobrevolando cuando se realizaron los puntos de conteo, pero no formaron parte de los análisis estadísticos.

En el año se observaron 82 especies dentro de la STS y 67 especies dentro de las áreas de desmonte, que variaron de distinta manera a lo largo del año. Durante este periodo la STS siempre presentó mayor número de especies aunque en diciembre la diferencia entre hábitats fue mínima (6 especies). La riqueza específica dentro de la STS presentó dos incrementos, el primero en abril, cuando alcanzó su máximo (39) para después decrecer hasta el mínimo en julio (24), y el segundo incremento fue en octubre (34) para después mantener valores relativamente altos el resto del año (Figura 3). En general las áreas de desmonte se mantienen con pocos cambios de octubre a mayo, su

máximo fue en diciembre (22) y a partir de junio comenzó a decrecer gradualmente hasta el mínimo que se presentó en septiembre (7) (Figura 3).

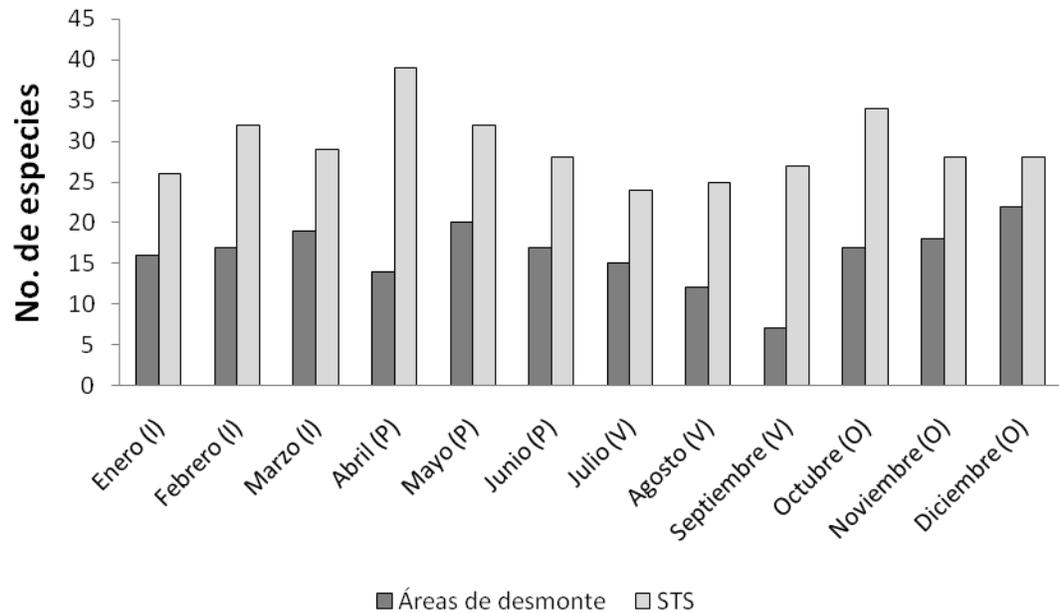


Figura 3. Número de especies de aves por mes en áreas de desmonte y STS en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014. Se indica entre paréntesis la estación climática a la que corresponde cada mes: I= Invierno, P= Primavera, V= Verano, O= Otoño.

Al separar por estación climática, la riqueza en la STS fue mayor que la de las áreas de desmonte en todas las estaciones, sin embargo, invierno fue el mes con menor diferencia entre hábitats. En la STS hubo mayor riqueza en primavera (53 especies) la cual decreció en verano (41) para nuevamente aumentar en el otoño (51) y decrecer en invierno (44). En las áreas de desmonte la riqueza se mantuvo relativamente constante en invierno, primavera y otoño (34, 31 y 35 respectivamente), en cambio en el verano decreció notoriamente (24) (Figura 4).

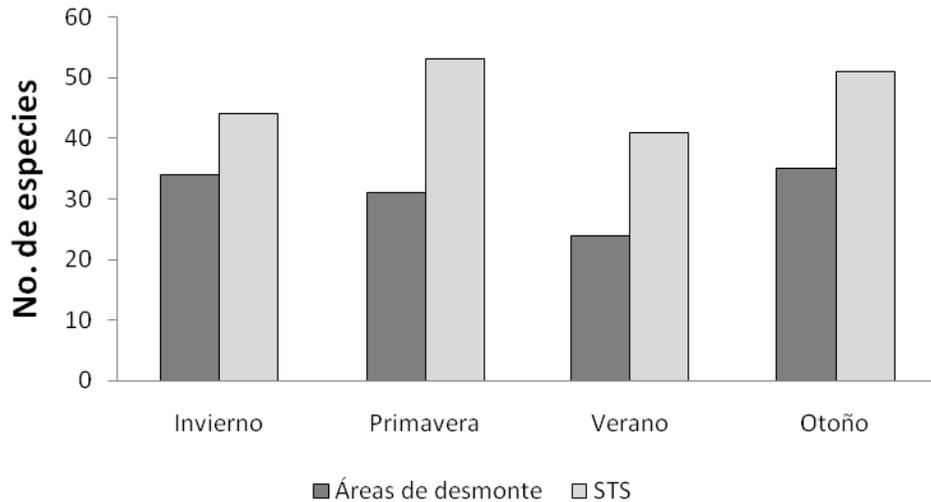


Figura 4. Número de especies de aves por estación climática en áreas de desmonte y STS en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.

Las familias más representativas por su número de especies en la STS fueron los mosqueros (Tyrannidae; 15), los chipes (Parulidae; 8), los cardenales (Cardinalidae; 7) y las palomas (Columbidae; 6). En las áreas de desmonte las principales familias fueron muy similares a las de la STS con 14 especies de mosqueros, 7 de chipes, 5 de cardenales y 5 de colibríes (Trochilidae). Destacan las familias Tyrannidae y Parulidae por ser las de mayor número de especies en ambos hábitats (Figura 5).

En general, el número de especies por familia fue muy similar entre STS y áreas de desmonte, con excepción de cuatro familias que solo estuvieron presentes en la STS: los pericos (Psittacidae), los titiras (Tityridae), los momotos (Momotidae) y los tecolotes (Strigidae) y dos en las áreas de desmonte: las garzas (Ardeidae) y los zopilotes (Cathartidae). También hubo algunas familias que aunque estuvieron presentes en ambos hábitats, tuvieron mayor riqueza específica en la STS, como los carpinteros (Picidae) y los vireos (Vireonidae) principalmente, y otras como los gorriones (Emberizidae) y Trochilidae, más numerosas en las áreas de desmonte (Figura 5).

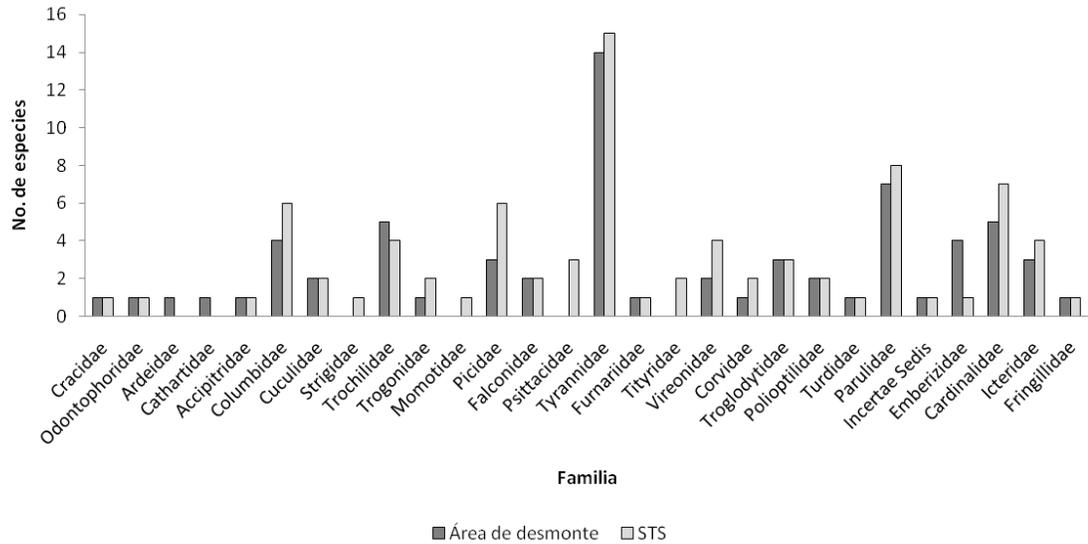


Figura 5. Número de especies de aves por familia en áreas de desmonte y STS en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014. Las familias se encuentran en orden taxonómico.

La mayoría de las especies presentes en la STS fueron insectívoras, granívoras y frugívoras. En las áreas de desmonte fueron las insectívoras, granívoras y nectívoras. Los frugívoros parecen tener preferencia por la STS, mientras que el resto de los grupos se encuentran distribuidos muy parejos entre los dos hábitats (Figura 6). Aunque en porcentaje los insectívoros (57%) y nectívoros (7.5%) representan más proporción en las áreas de desmonte que en la STS (52.8% y 4.5% respectivamente).

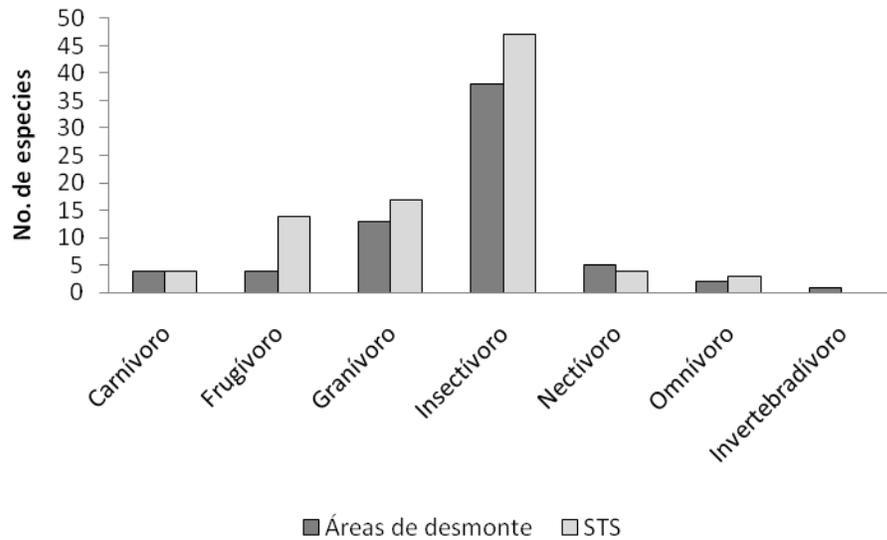


Figura 6. Número de especies por gremio alimenticio en áreas de desmonte y STS en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.

En cuanto a la residencia y estacionalidad de las aves, se registraron 64 especies residentes, 36 visitantes de invierno y 2 visitantes de verano. El número de especies de residentes siempre fue mayor a las visitantes, durante otoño e invierno las especies visitantes de invierno incrementaron, en primavera y verano se mantienen más bajas. Las especies visitantes de verano sólo se encuentran presentes en el área de estudio en primavera y verano, con solo dos especies (Figura 7).

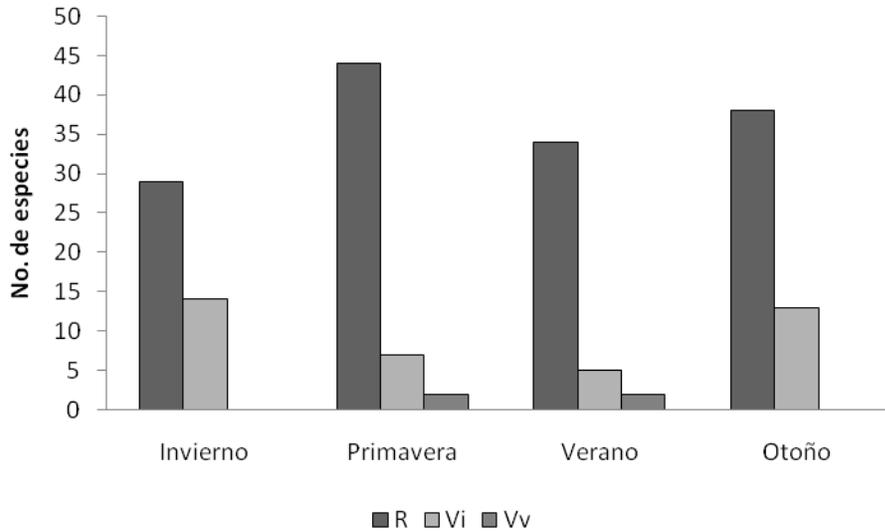


Figura 7. Número de especies aves residentes (R), visitantes de invierno (Vi) y visitantes de verano (Vv) por estación climática en la STS en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.

En las áreas de desmonte, el número de especies residentes fue mayor en invierno, primavera y verano, sin embargo en invierno presenta un porcentaje muy similar al de las visitantes de invierno. En otoño el número de especies visitantes de invierno fue mayor que las residentes. Las visitantes de invierno fueron más abundantes en las áreas de desmonte en invierno y otoño, en cambio disminuyeron en primavera y verano. Las especies visitantes de verano se encontraron presentes en las áreas de desmonte únicamente en primavera y verano, al igual que en la STS (Figura 8).

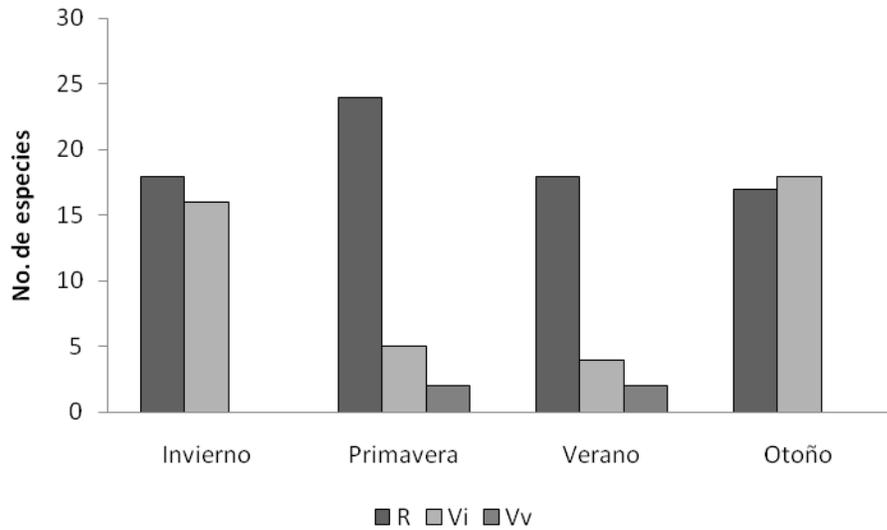


Figura 8. Número de especies de aves residentes (R), visitantes de invierno (Vi) y visitantes de verano (Vv) por estación climática en las áreas de desmonte en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.

8.1.2 Abundancia relativa por hábitat, familia taxonómica, gremios alimenticios y estacionalidad

En el año de muestreo se tuvieron 2483 registros de aves en total. Las especies más abundantes fueron: vireo verdeamarillo (*Vireo flavoviridis*; 260 registros), tórtola cola larga (*Columbina inca*; 227), cacique mexicano (*Cacicus melanicterus*; 143) y colorín morado (*Passerina versicolor*; 134). En la STS se presentó un total de 1703 registros, siendo las especies más abundantes a lo largo del año: *Vireo flavoviridis* (240), *Cacicus melanicterus* (130), perico frente naranja (*Eupsittula canicularis*; 78), urraca-hermosa cara negra (*Calocitta colliei*; 76) y chivirín sinaloense (*Thryophilus sinaloa*; 76). En las áreas de desmonte hubo 780 registros y las especies más abundantes fueron: *Columbina inca* (157), *Passerina versicolor* (132), colibrí pico ancho (*Cyananthus latirostris*; 42) y gorrión arlequín (*Chondestes grammacus*; 39) (Anexo 1).

La abundancia por mes de aves fue mayor en la STS que en las áreas de desmonte, excepto en octubre (Figura 9). La abundancia en la STS es mas

fluctuante con respecto a la de las áreas de desmonte, hubo un incremento muy marcado en junio y julio, para posteriormente descender hasta alcanzar el mínimo anual en octubre, el resto del año se mantuvo con un valor intermedio. En las áreas de desmonte el patrón fue distinto en comparación con la STS debido a que la abundancia se mantuvo relativamente constante a lo largo del año, sin fluctuaciones muy notorias, con valores mínimo y máximo en septiembre y octubre, respectivamente (Figura 9).

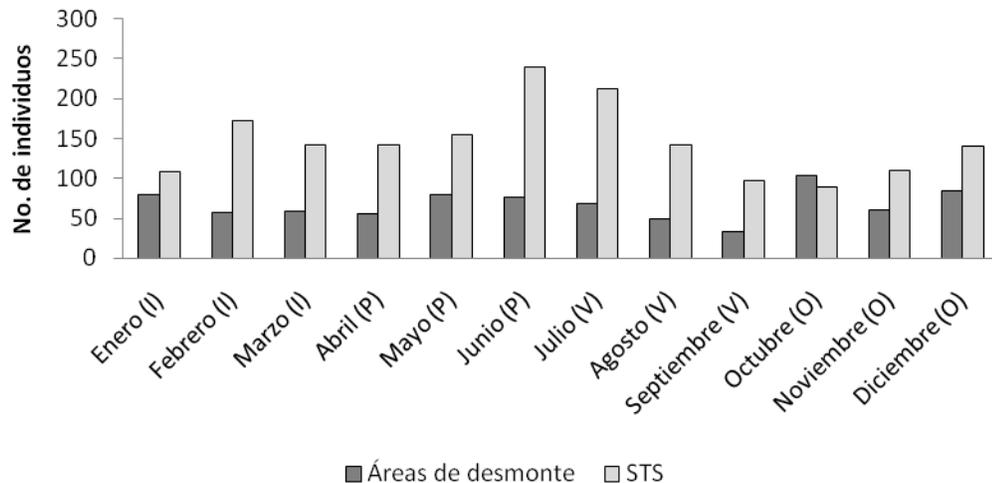


Figura 9. Abundancia relativa de aves por mes en áreas de desmonte y STS en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014. Se indica entre paréntesis la estación climática a la que corresponde cada mes: I= Invierno, P= Primavera, V= Verano, O= Otoño.

Al agrupar por estaciones climáticas, la STS presentó el doble de registros que en las áreas de desmonte, exceptuando el otoño donde la diferencia entre los dos hábitats fue muy poca, sin embargo, en porcentaje el otoño es mayor en áreas de desmonte que en STS. La STS tuvo el mayor número de registros en primavera (536 registros) para posteriormente descender a un mínimo en otoño (340), y volverse a incrementar en invierno (424). En las áreas de desmonte el mayor número de registros ocurrió en otoño (249) y el mínimo en verano (151), mientras que invierno y primavera no presentan grandes fluctuaciones (195 y 212 respectivamente; Figura 10).

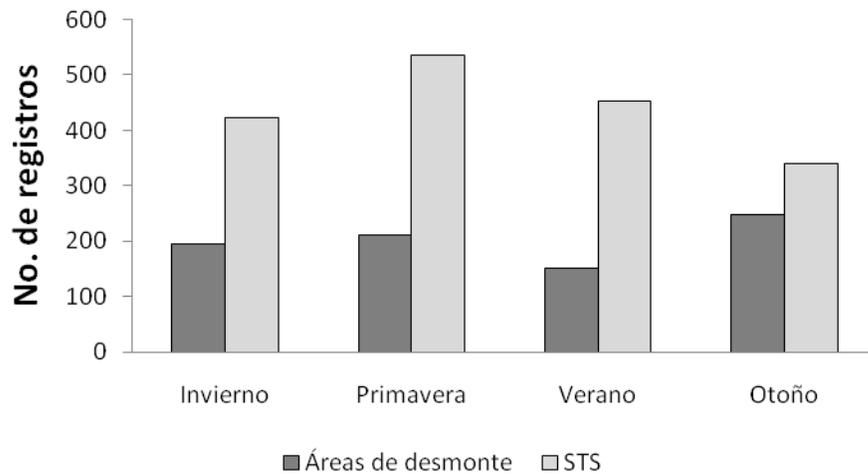


Figura 10. Número de registros de aves por estación climática en áreas de desmonte y STS en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.

El número de registros en los dos tipos de hábitat fue diferente en su composición de familias. Las cinco familias más abundantes en la STS fueron los vireónidos (*Vireonidae*), ictéridos (*Icteridae*), tiránidos (*Tyrannidae*), colúmbidas (*Columbidae*) y psitácidos (*Psittacidae*). En las áreas de desmonte fueron los cardinálidos (*Cardinalidae*), *Columbidae*, *Tyrannidae*, los colibríes (*Trochilidae*) y emberízidos (*Emberizidae*). Algunas familias fueron notoriamente más abundantes dentro de la STS como *Vireonidae*, *Psittacidae*, *Tyrannidae*, los córvidos (*Corvidae*) e *Icteridae*, incluso algunas solo se presentaron en este tipo de hábitat como los estrígidos (*Strigidae*), *Momotidae*, *Psittacidae* y *Tityridae*. Las familias *Cardinalidae*, *Columbidae* y *Emberizidae* mostraron mayor preferencia por las áreas de desmonte, y las ardeidas (*Ardeidae*) y catártidos (*Cathartidae*) estuvieron presentes únicamente en ellas, aunque no muy abundantes (1 y 7 respectivamente). La familia *Tyrannidae* obtuvo mayor número de registros en STS, pero en porcentaje representa una proporción muy similar para ambos hábitats (11% y 10% para STS y áreas de desmonte, respectivamente) (Figura 11).

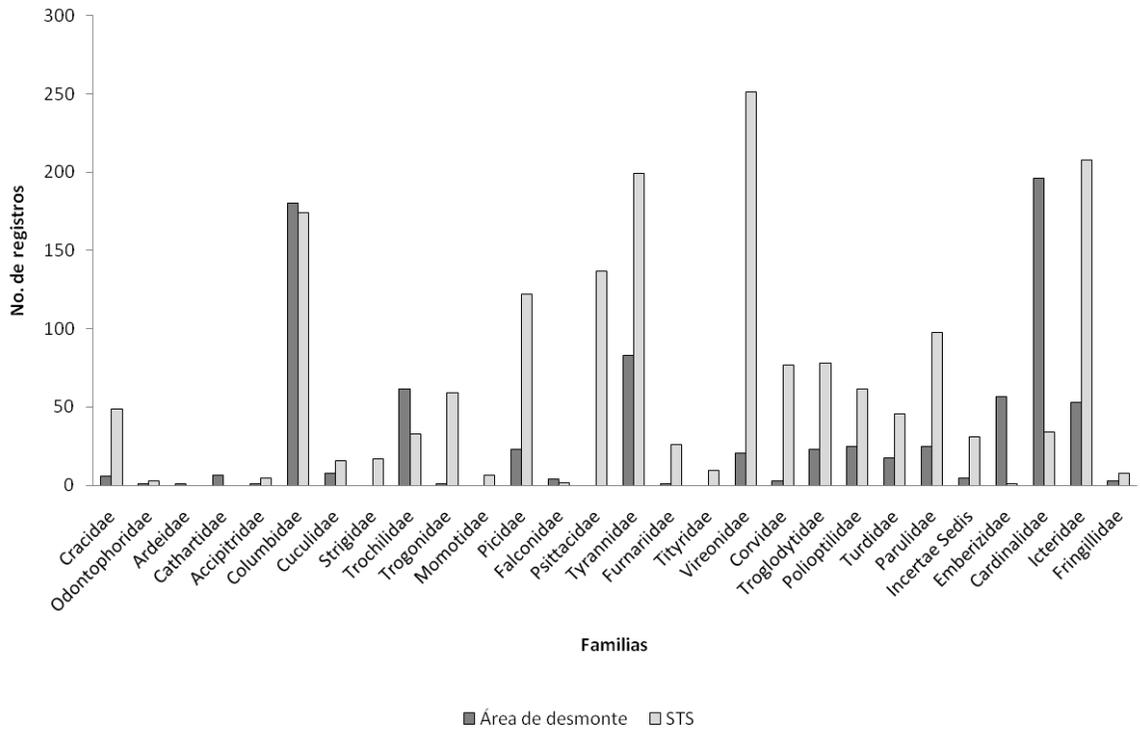


Figura 11. Número de registros por familia en áreas de desmonte y STS en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014. Las familias se encuentran en orden taxonómico.

Al agrupar las familias por gremios alimenticios, hay diferencias entre los dos hábitats. En la STS predomina numéricamente el gremio de los insectívoros y de manera secundaria el de los frugívoros. En las áreas de desmonte predominan los granívoros, por lo que representan mayor proporción en este hábitat (55% del total del hábitat), seguido del gremio de los insectívoros, aunque este último en una proporción considerablemente menor que en la STS. El gremio de los invertebradívoros tuvo un valor tan bajo (1 registro) que prácticamente no se percibe en la figura 10 (Figura 12).

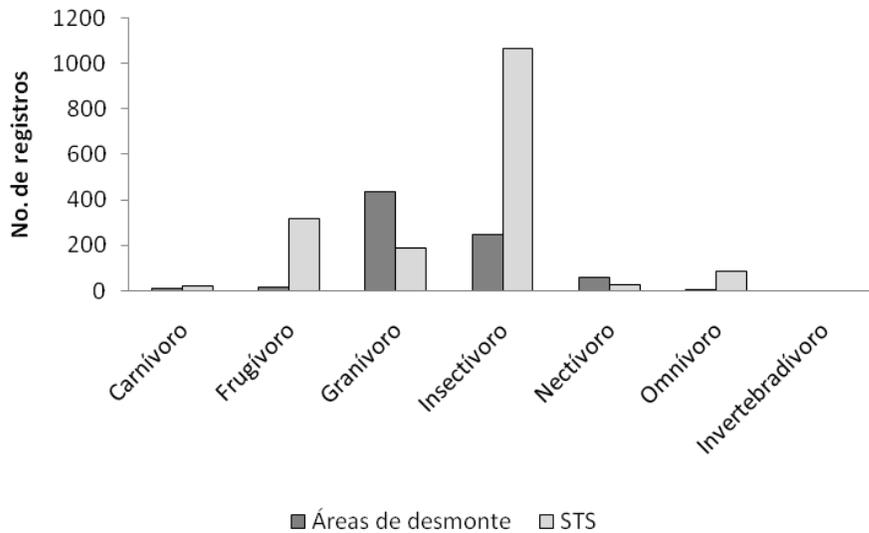


Figura 12. Número de registros de aves de cada gremio alimenticio en áreas de desmonte y STS muestreadas dentro de la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.

En la STS la mayoría de los registros fueron especies residentes del área de estudio, con un más del 65% de cada estación. Durante invierno y otoño las especies visitantes de invierno incrementan su número de registros y disminuyeron en primavera y verano. En cambio, las especies visitantes de verano incrementaron en primavera verano, y se ausentaron en las demás estaciones (Figura 13).

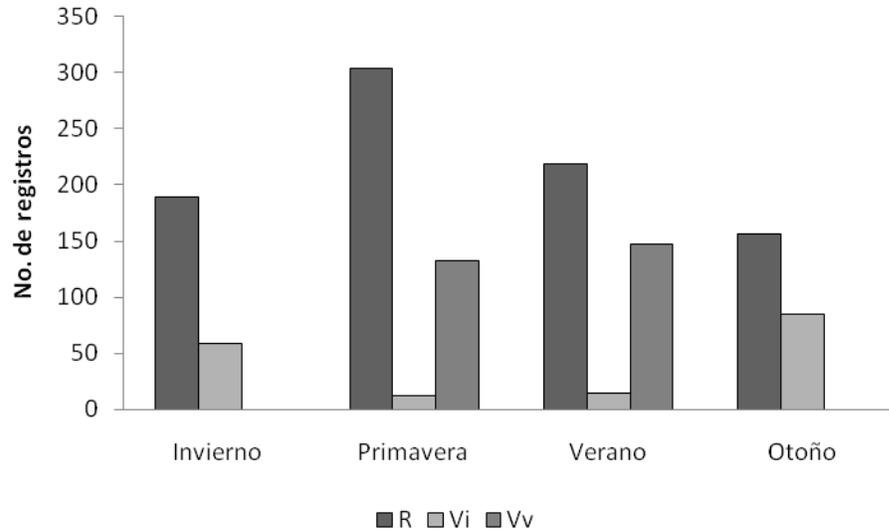


Figura 13. Número de registros del total de especies residentes (R), visitantes de invierno (Vi) y visitantes de verano (Vv) por estación climática en la STS muestreada dentro de la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.

En las áreas de desmonte, las especies residentes presentaron mayor número de registros en primavera y verano, disminuyendo en otoño e invierno. En cambio, las especies visitantes de invierno presentaron valores muy similares que las residentes en invierno y mucho mayor en otoño, pero muy bajos en primavera y verano. Las especies visitantes de verano presentaron pocos números de registros durante primavera y verano, sin embargo durante el verano presentaron mayores valores que las visitantes de invierno (Figura 14).

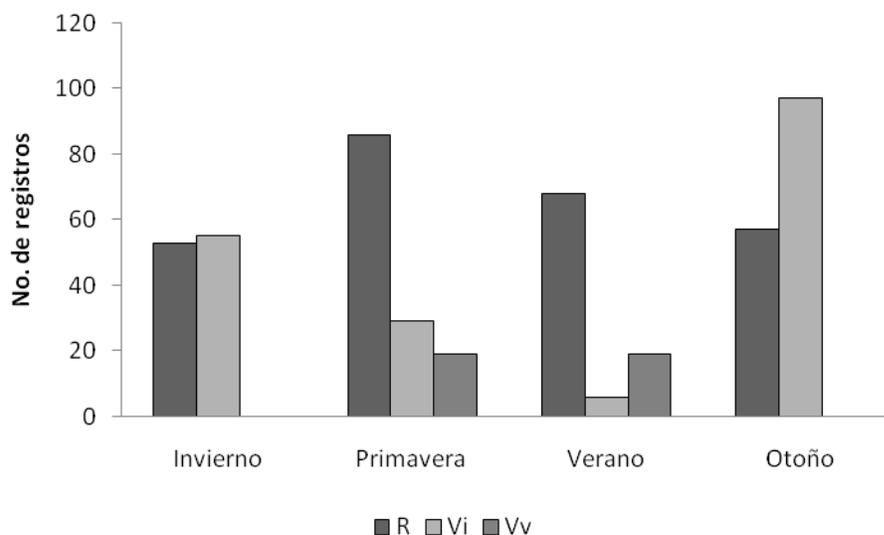


Figura 14. Número de registros de especies residentes (R), visitantes de invierno (Vi) y visitantes de verano (Vv) del por estación climática en las áreas de desmonte muestreadas dentro de la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.

8.1.3 Caracterización de la vegetación

Sumando todos los puntos de conteo, la STS presentó una riqueza arbórea total de 37 especies, entre las que se encuentran las siguientes especies (y el nombre con el que se les conoce localmente), ordenadas por su frecuencia de aparición en los puntos de conteo: *Sapium* sp. (hiza), *Haematoxylum brasiletto* (palo de brasil), *Bursera spp* (papelillo), *Lysiloma acapulcense* (tepeguaje), *Psidium sartorianum* (arrayán), *Jatropha curcas* (sangregado), *Lysiloma divaricatum* (mauto colorado), *Crescentia alata* (tecomate), *Hura polyandra* (haba), *Acacia hindsii* (jarretadera), *Chloroleucon mangense* (cucharo), *Luehea candida* (algodoncillo), *Platymiscium trifoliolatum* (palo santo), *Ficus trigonata* (chalata), *Ficus cotinifolia* (camichina) y *Cochlospermum vitifolium* (rosa amarilla). En promedio \pm desviación estándar, hubo 8 ± 1.82 especies de árboles por punto de conteo, una altura arbórea de 6.45 ± 3.63 m y un diámetro a la altura del pecho (DAP) de 6.47 ± 8.18 cm. En las áreas de desmonte la riqueza arbórea fue de 1 ± 0.74 especies, los árboles que se encontraron son los siguientes, por su frecuencia de aparición en los puntos de conteo:

Crescentia alata, *Enterolobium cyclocarpum* (huanacastle), *Guazuma ulmifolia* (guásima), *Hura polyandra*, *Pithecellobium dulce* (guamúchil) y *Luehea candida*. La riqueza de árboles y los valores altos de cobertura arbórea en la STS, agregan mayor complejidad a su estructura de la vegetación, en comparación con las áreas de desmonte que su riqueza y cobertura arbórea fue muy baja, siendo así sitios con estructura de la vegetación homogénea y simple. El resto de las variables que se cuantificaron presentan variabilidad entre las distintas estaciones del año y es por ello que se describen por separado a continuación.

La cobertura arbórea de la STS fluctuó a lo largo del año, durante el invierno se mantuvo en valores intermedios (54%), alcanzó el mínimo en la primavera (16%), ambas estaciones individuales presentan diferencias ($F_{3, 99}=307.92$, $p<0.01$) con el resto del año, y el máximo durante el verano y otoño (77% y 76%), dichas estaciones no presentan diferencias significativas entre sí. La cobertura arbórea dentro de las áreas de desmonte fue menor al 5% en todo el año, por lo que no presenta desviación estándar, ni diferencias entre estaciones (Figura 15A). La cobertura arbustiva dentro de la STS mostró un patrón distinto a la arbórea alcanzando su máxima cobertura en invierno (31%) y con diferencia ($F_{3, 99}=27.077$, $p<0.01$) de las demás estaciones, en cambio, la mínima en primavera (8%) no presenta diferencias con otoño y las áreas de desmonte, en el verano aumenta a 13%, siendo diferente del resto de las estaciones, excepto de otoño. En las áreas de desmonte hubo una cobertura arbustiva baja en general (menor al 10%), sin embargo no es diferente de la primavera en la STS, y el verano (7%), además, no difiere de otoño en la STS (Figura 15B).

La cobertura herbácea de la STS y las áreas de desmonte siguieron el mismo patrón a lo largo del año: en invierno valores intermedios (16% y 27% respectivamente), y en primavera los mínimos (5% y 3%), en ambas estaciones no presenta diferencias entre hábitats, en cambio un notorio incremento en verano (72% y 40%) y otoño (76% y 37%) presenta diferencias ($F_{3, 99}=12.721$, $p<0.01$) entre hábitats, en la STS dicho grupo es diferente del resto de las

estaciones, sin embargo en las áreas de desmonte no presentan diferencia del invierno en la STS (Figura 15C). La cobertura de zacate llanero sólo existió en las áreas de desmonte, por lo que en la STS el valor es igual a cero en todo el año, sin desviación estándar y sin diferencias significativas entre estaciones climáticas. Cabe mencionar que éste fue el estrato con mayor porcentaje de cobertura para las áreas de desmonte, el cual sigue el mismo patrón que la cobertura herbácea, invierno (31%) con un valor intermedio diferente al resto, primavera (15%) se presenta la mínima, la cual no es diferente a los valores de cero de la STS, y por su parte, verano y otoño (46% y 51% respectivamente) se agrupan, presentando diferencia ($F_{3, 99}=16.129, p<0.01$) a las demás estaciones (Figura 15D).

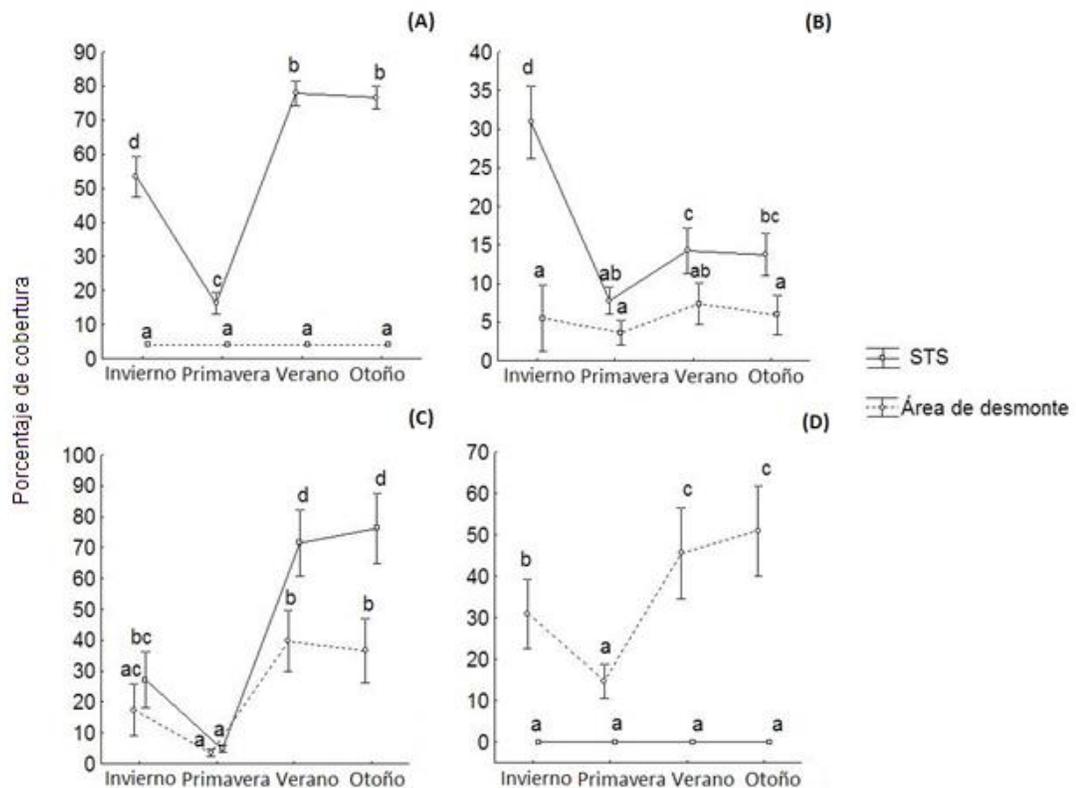


Figura 15. Porcentaje (media \pm desviación estándar) de cobertura arbórea (A), cobertura arbustiva (B), cobertura herbácea (C) y cobertura de zacate llanero (D) por estación climática en áreas de desmonte y STS dentro de la comunidad de La Guásima, durante el año 2014. Las letras minúsculas muestran los diferentes grupos homogéneos ($\alpha=0.05$).

8. 2 Comparación de la riqueza y densidad de aves entre la STS y las áreas de desmonte

8.2.1 Riqueza específica estimada y representatividad del muestreo

Todas las curvas de acumulación de especies presentaron un buen ajuste a la ecuación de Clench ($r^2=0.99$). La representatividad del muestreo se mantuvo relativamente estable a lo largo del año de muestreo en la STS (mayor al 70%). En las áreas de desmonte la representatividad fue menor y muy variada, siendo la primavera la estación mejor representada con 70.5% mientras que en el invierno se obtuvo la menor representatividad con 48% (Tabla 1).

La riqueza específica estimada por estaciones fue mayor en la STS que en las áreas de desmonte, excepto en invierno, donde se estimó una mayor riqueza de aves en las áreas de desmonte. La riqueza específica estimada y observada para la STS mantuvo el mismo patrón: los valores más altos ocurrieron en otoño y primavera, y los más bajos en verano. En las áreas de desmonte la riqueza—estimada y observada tuvieron el mismo patrón, se presentan los valores más bajos en verano, y los más altos en invierno y otoño (Tabla 1).

Tabla 1. Riqueza específica estimada y observada de aves y porcentaje de representatividad (Rep.) del muestreo en áreas de desmonte y STS en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.

Estación	STS			Áreas de desmonte		
	Riqueza		Rep. (%)	Riqueza		Rep. (%)
	Estimada	Observada		Estimada	Observada	
Invierno	54	44	81	71	34	48
Primavera	65	53	81	44	31	70
Verano	50	41	82	39	24	61
Otoño	70	51	72	50	35	69

2.2 Densidad

La densidad fue mayor en la STS que en las áreas de desmonte en invierno, primavera y verano, mismas estaciones en que presenta diferencias significativas entre hábitats. En cambio, en otoño fue la excepción con una mayor densidad en las áreas de desmonte, sin diferencias entre hábitats (Tabla 2). Además, el patrón estacional es distinto en cada hábitat; en la STS la mayor densidad ocurrió en la primavera y fue descendiendo en el transcurso del año hasta alcanzar valores mínimos en otoño e invierno, mientras que en las áreas de desmonte se incrementó notoriamente la densidad en otoño, prácticamente doblando los valores bajos del resto del año (Tabla 2). Para la prueba del estadístico z, no se pierde ningún grados de libertad, es por eso que se utiliza el valor del tamaños de muestra de cada población para encontrar el valor crítico.

Tabla 2. Densidad estimada (aves/ha) e intervalos de confianza (95%) por estación climática en áreas de desmonte y STS muestreadas dentro de la comunidad de La Guásima, durante el año 2014. Se muestran los valores de la prueba estadística: z =Mann-Whitney U, n_1+n_2 = tamaño de muestra, p = valor de significancia.

Estación	STS		Áreas de desmonte		z	n ₁ ,n ₂	p
	Densidad	Intervalo de confianza	Densidad	Intervalo de confianza			
Invierno	32.44	25.53 - 41.21	24.12	17.72 - 32.83	2.34	48+57	0.02
Primavera	89.89	77.25 - 104.59	24.81	18.11 - 34.00	4.55	48+57	<0.01
Verano	53.01	44.31 - 63.43	22.66	16.65 - 30.85	4.61	48+57	<0.01
Otoño	32.92	25.67 - 42.22	41.52	29.30 - 58.82	0.04	48+57	0.97

8.2.3 Índice de diversidad Shannon-Wiener

Ambos tipos de hábitat presentan un patrón similar en el índice de diversidad en cuanto al valor máximo y mínimo, el otoño fue la estación con mayor diversidad y el verano con menor (Tabla 3). El índice de diversidad fue mayor en la STS para todas las estaciones, mostrando diferencias significativas entre los dos tipos de hábitat.

Tabla 3. Valores del índice de diversidad Shannon-Wiener por estación climática en áreas de desmonte y STS en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014. Se muestran los valores de la prueba estadística: $t = t$ de Hutcheson, g.l.= grados de libertad y $p =$ valor de significancia ($\alpha = 0.05$).

Estación	STS	Áreas de desmonte	t	g.l.	p
Invierno	1.409	1.054	-7.07	254	<0.001
Primavera	1.390	1.225	-4.34	427	<0.001
Verano	1.223	0.980	-4.24	241	<0.001
Otoño	1.449	1.267	-4.82	463	<0.001

8.2.4 Índice de disimilitud de Bray-Curtis

La disimilitud entre la STS y las áreas de desmonte fue de más del 70%. La comunidad de aves en cada hábitat es claramente diferente en su composición (riqueza y abundancia), se separa cada hábitat para formar dos grandes grupos. Dentro de cada grupo son más parecidas entre sí la comunidad de la primavera con la de verano, y la de otoño con la del invierno (Figura 16).

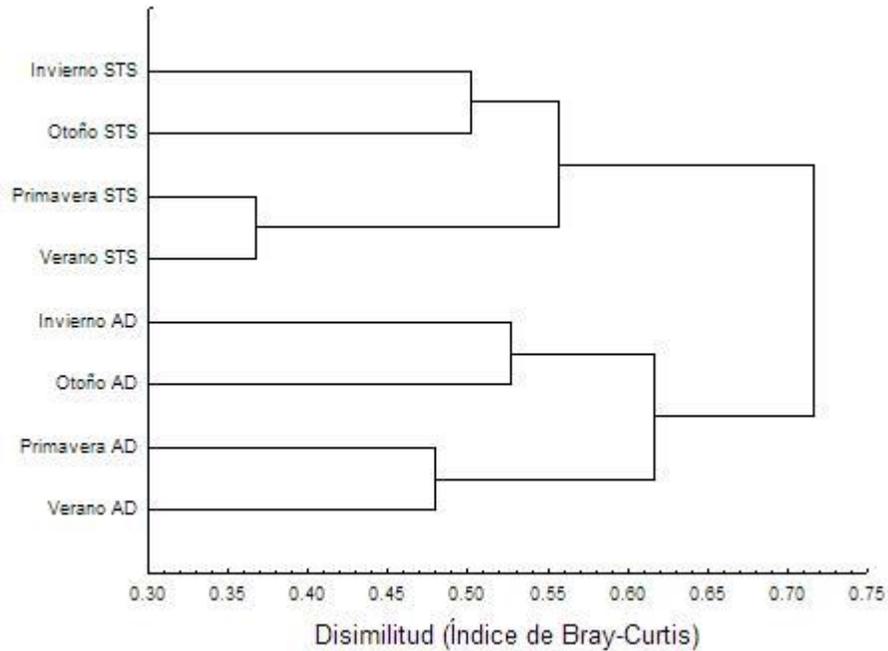


Figura 16. Dendrograma de disimilitud (Índice de Bray-Curtis con ligamiento simple) de la comunidad de aves separadas por estación climática de la STS y de las áreas de desmonte (AD) en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.

8.3 Determinación del efecto de la estructura de la vegetación y el tamaño de parche sobre la riqueza y densidad de aves en las áreas de desmonte

8.3.1 Creación de un índice de estructura de la vegetación

Se seleccionó el factor 1 del análisis de componentes principales por ser el que representó un mayor porcentaje (37.5%) de la variabilidad al considerar las cinco variables (Tabla 4), y además, por explicar claramente la complejidad de la vegetación: valores positivos se relacionan con hábitats homogéneos y simples (mayor cobertura de zacate) y los valores negativos indican mayor complejidad (mayor riqueza y cobertura arbórea, cobertura arbustiva y cobertura herbácea) (Tabla 5). La tabla 4, explica qué porcentaje de la varianza entre las variables explica cada factor. La tabla 5 muestra una correlación de las variables al factor, es decir se puede ver un gradiente entre negativos y positivos. La tabla 6 explica cuáles variables fueron las de mayor contribución a

cada factor, por lo que la cobertura arbórea, riqueza arbórea y cobertura arbustiva tienen mayor peso para explicar la complejidad de la estructura de la vegetación (factor 1).

Tabla 4. Contribución a la varianza de cada factor en un análisis de componentes principales para cinco variables de la vegetación (riqueza arbórea, cobertura arbórea, arbustiva, herbácea y de zacate) en las áreas de desmonte muestreadas dentro de la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.

Factor	Porcentaje de la varianza total (%)
1	37.54993
2	27.62381
3	16.79791
4	12.89233
5	5.13603

Tabla 5. Correlación de cada variable con los factores calculados en un análisis de componentes principales para cinco variables de la vegetación (riqueza arbórea, cobertura arbórea, arbustiva, herbácea y de zacate) en las áreas de desmonte muestreadas dentro de la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.

Variable	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 5
Cob. Arbórea	-0.889569	-0.234534	0.127343	0.082206	-0.361506
Cob. Arbustiva	-0.527685	0.303267	-0.734180	-0.298898	0.034873
Cob. Herbácea	-0.248266	0.694874	0.497872	-0.455512	0.012099
Cob. De zacate	0.295395	-0.754256	0.015632	-0.583134	-0.059584
Riqueza arbórea	-0.811676	-0.427155	0.191147	0.031330	0.348141

Tabla 6. Contribución de cada variable a los distintos factores en un análisis de componentes principales para cinco variables de la vegetación (riqueza arbórea, cobertura arbórea, arbustiva, herbácea y de zacate) en las áreas de desmonte muestreadas dentro de la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.

Variable	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 5
Cob. Arbórea	0.421483	0.039825	0.019307	0.010484	0.508901
Cob. Arbustiva	0.148310	0.066588	0.641772	0.138594	0.004736
Cob. Herbácea	0.032829	0.349589	0.295128	0.321884	0.000570
Cob. De zacate	0.046476	0.411893	0.000291	0.527516	0.013825
Riqueza arbórea	0.350902	0.132105	0.043502	0.001523	0.471969

La proyección de los valores del índice de estructura de la vegetación (Factor 1) para cada punto de conteo muestra la diferencia dentro de las áreas de desmonte (Figura 17). Los valores negativos del factor 1 se relacionan con una estructura de la vegetación heterogénea mientras que los valores positivos se relacionan con una estructura homogénea, donde predomina el zacate. En las áreas de desmonte 1 y 5 la variabilidad fue mayor entre puntos de conteo y a lo largo del año, las demás áreas de desmonte fueron menos variables, la 4 siempre se mantuvo con estructura de la vegetación más compleja, y la 3 con estructura más homogénea. El área de desmonte 2 se mantuvo con estructura de la vegetación intermedia (Figura 17).

Los valores positivos del factor 2 se relacionan con la cobertura herbácea y arbustiva, y valores negativos tienen relación principalmente con la cobertura de zacate, y en menor proporción con arbórea y riqueza de árboles. Las variables de mayor peso en éste factor son la cobertura de zacate, herbácea y riqueza de árboles (Tabla 6). No se cuenta con una interpretación ecológica clara del factor 2, por lo que no se utiliza en análisis posteriores, sin embargo en esta sección se gráfica para un mejor entendimiento visual del factor 1 (Figura 17).

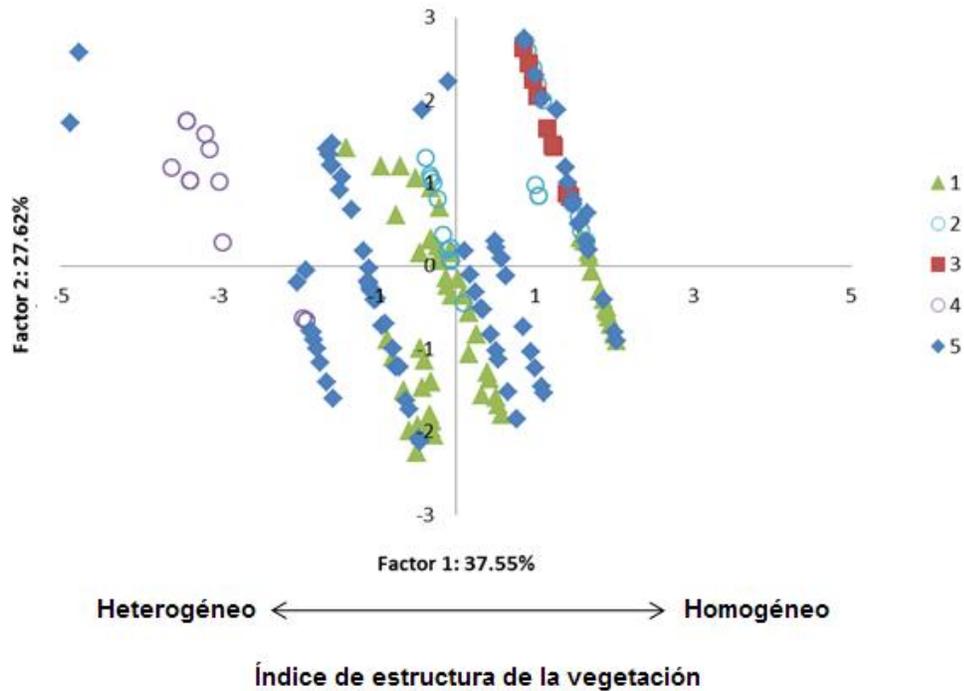


Figura 17. Proyección de los valores de estructura de la vegetación por punto de conteo para las cinco áreas de desmonte (Factor 1 vs. Factor 2) dentro de la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.

8.3.2 Efecto del tamaño de parche y la estructura de la vegetación en la riqueza de aves dentro de las áreas de desmonte

Los análisis de regresión múltiple muestran un patrón muy similar en la mayoría de las estaciones climáticas. El tamaño del área de desmonte no se relacionó con la riqueza de aves observada, mientras que la estructura de la vegetación sí tuvo una relación con esta, con excepción del verano (Tabla 7). En las tres estaciones climáticas (invierno, primavera y otoño) donde hubo esta relación, la riqueza se incrementó cuando la estructura de la vegetación fue heterogénea o más compleja. Los valores de riqueza específica menores ocurrieron cuando la estructura de la vegetación fue homogénea (valores positivos del índice de estructura de la vegetación) y se incrementaron

conforme la vegetación fue más heterogénea (valores negativos del factor 1) (Figura 18).

Tabla 7. Valores P y pendientes significativas ($\alpha=0.05$) de los modelos de regresión múltiple de la riqueza de aves contra la estructura de la vegetación y tamaño de parche en áreas de desmonte en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.

Estación	Estructura de la vegetación		Tamaño de Parche		R ² múltiple
	P	Pendiente	P	Pendiente	
Invierno	0.02*	-0.34	0.34	n.s.	0.11
Primavera	0.001	-0.65	0.83	n.s.	0.19
Verano	0.11	n.s.	0.91	n.s.	0.04
Otoño	0.005	-0.47	0.99	n.s.	0.13

*Se resaltan en negritas los valores donde la relación fue significativa. n.s.= pendiente no diferente de 0.

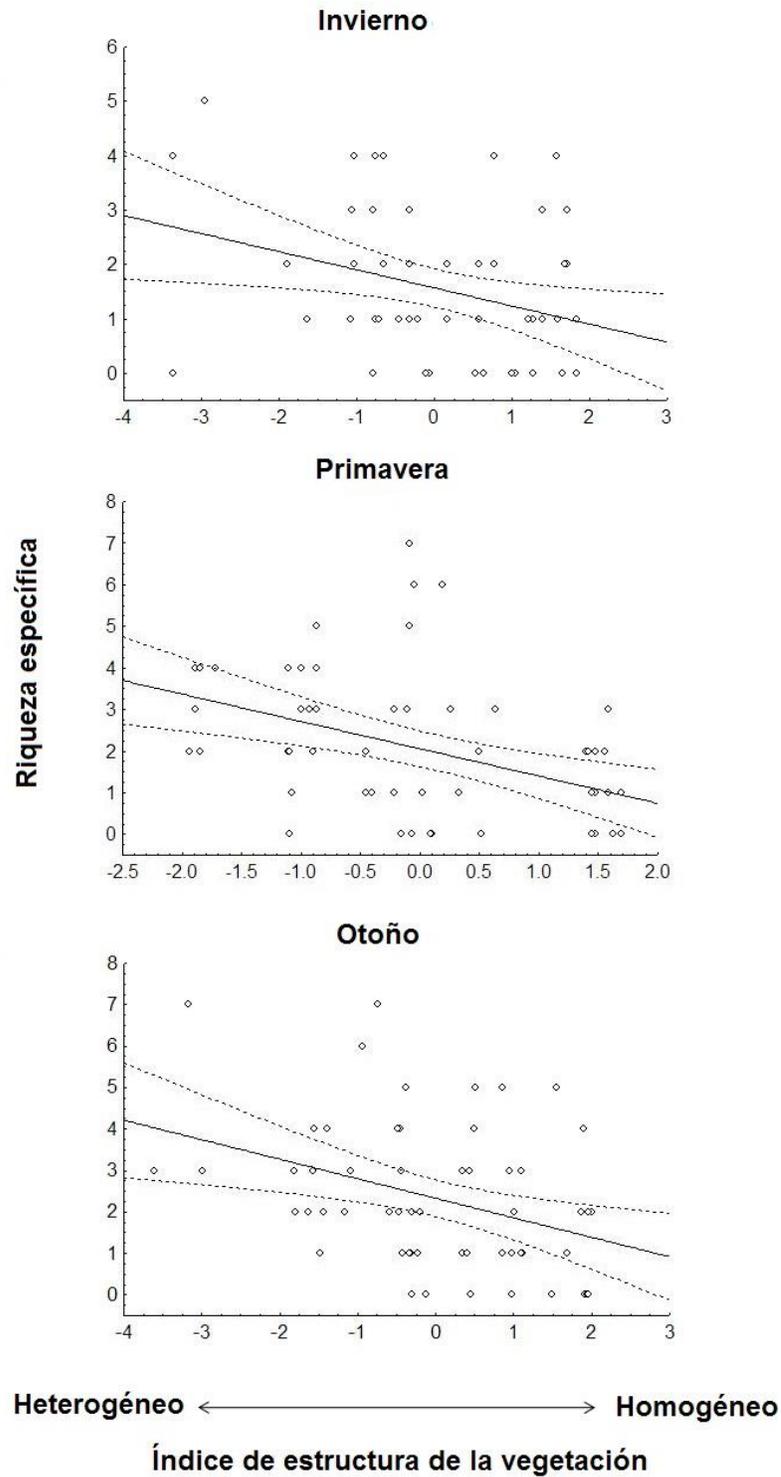


Figura 18. Relación entre el índice de estructura de la vegetación y la riqueza de especies de aves (regresión lineal \pm intervalos de confianza al 95%) en áreas de desmonte de pequeña escala en la comunidad de La Guásima, durante tres estaciones climáticas en el año 2014.

8.3.3 Efecto del tamaño de parche y la estructura de la vegetación en la densidad de aves dentro de las áreas de desmonte

Las densidades tuvieron un patrón similar a las riquezas, el índice de estructura de la vegetación tuvo una relación con la densidad en la mayoría de las estaciones climáticas, mientras que el tamaño de parche no tuvo relación significativa con las densidades calculadas en ninguna de las estaciones (Tabla 8). Otoño fue la única estación diferente a las demás, por no tener relación con la estructura de la vegetación (Tabla 8). En invierno, primavera y verano la densidad tuvo relación con la estructura de la vegetación. El patrón fue consistente, los valores de densidad se incrementaron cuándo la vegetación fue más heterogénea (valores negativos del índice de estructura de la vegetación) (Figura 19).

Tabla 8. Valores P y pendientes significativas ($\alpha=0.05$) de los modelos regresión múltiple de la densidad de aves contra la estructura de la vegetación y tamaño de parche en áreas de desmonte en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014.

Estación	Estructura de la vegetación		Tamaño de parche		R ² múltiple
	P	Pendiente	P	Pendiente	
Invierno	0.04*	-4.27	0.27	n.s	0.08
Primavera	0.003	-7.89	0.61	n.s	0.15
Verano	0.01	-3.71	0.78	n.s	0.11
Otoño	0.11	n.s.	0.77	n.s	0.05

*Se muestran en negritas los datos que presentan pendientes significativas.

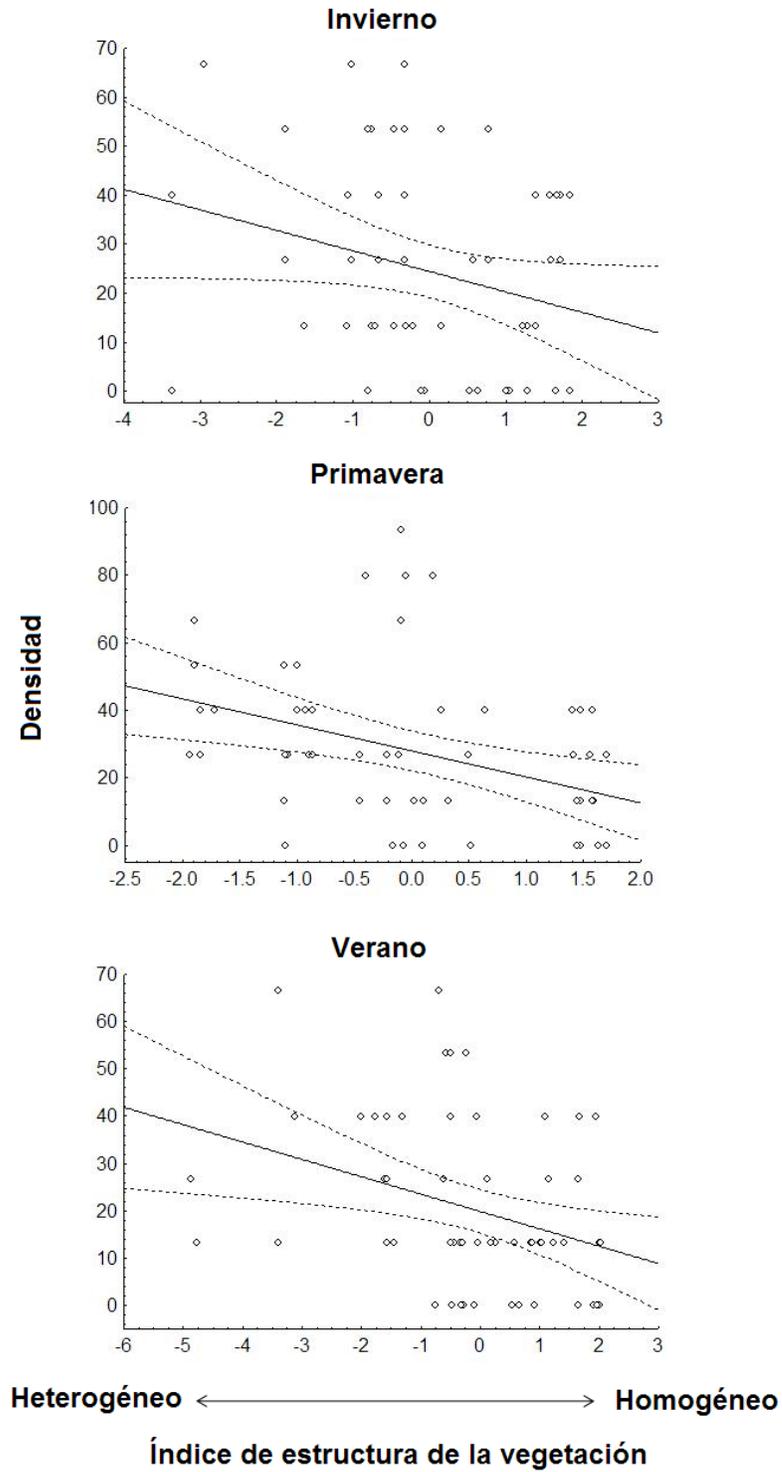


Figura 19. Relación entre el índice de estructura de la vegetación y la densidad de aves (regresión lineal \pm intervalos de confianza al 95%) en áreas de desmonte de pequeña escala en la comunidad de La Guásima, durante tres estaciones climáticas en el año 2014.

8.3.4 Diferencias en la estructura de la vegetación entre las áreas de desmonte

El área de desmonte 4 presenta la mayor complejidad en la estructura de la vegetación, siendo diferente a las demás áreas. El área de desmonte 5 también fue diferente al resto, con una estructura de la vegetación intermedia, muy cerca al 0. Las áreas de desmonte 1, 2 y 3 tuvieron una estructura de la vegetación más homogénea, no presentaron diferencias entre ellas, pero si fueron diferentes de la 4 y 5 (Figura 20).

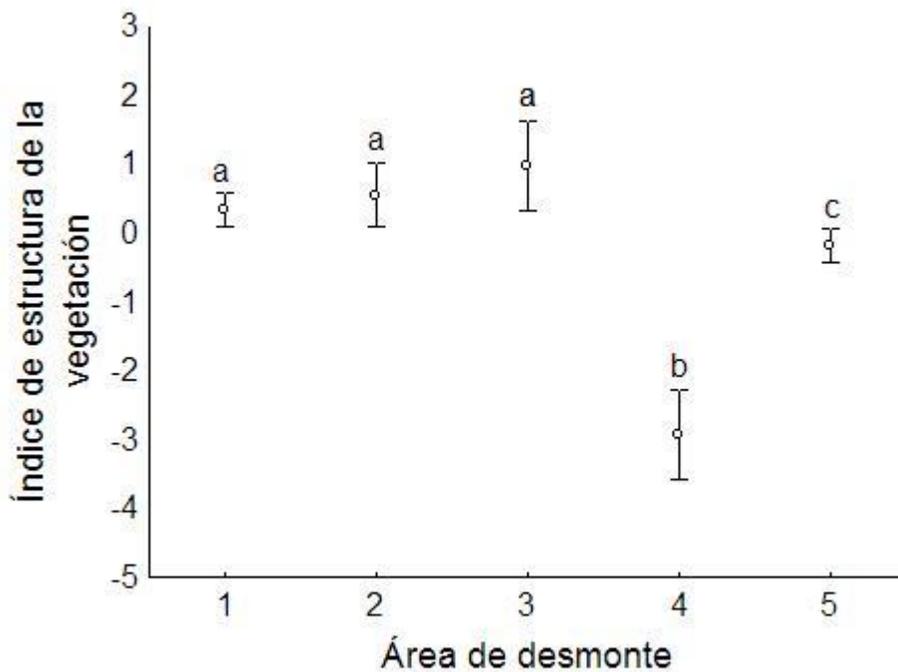


Figura 20. Estructura de la vegetación (media \pm intervalos de confianza al 95%) de las áreas de desmonte en la comunidad de La Guásima, durante el año 2014. Las letras minúsculas muestran los diferentes grupos homogéneos ($P < 0.05$). Los valores negativos de la estructura de la vegetación se relacionan con hábitat heterogéneos, valores positivos se relacionan con hábitats homogéneos.

IX. Discusión

9. 1 Riqueza y abundancia relativa de la comunidad de aves en áreas de desmonte y en la STS

Los valores de riqueza obtenidos en este trabajo son parecidos a otros estudios realizados a lo largo de la STS en la vertiente del Pacífico de México. La riqueza total que se registró en este trabajo para la STS fue de 124 especies, o sea 17 especies menos que las observadas en el mismo sitio de muestreo por van der Heiden et al. (MS) en recorridos mensuales en tres rutas durante el 2009 y con datos de registros de aves del 2003 al 2011, esta diferencia con el presente estudio, se debe posiblemente al gran tiempo de exploración en la zona que se empleó en dicho trabajo. Por otra parte, en la región de Chamela-Cuixmala, en Jalisco, Chazdon et al. (2011) registraron durante un año de muestreo a 67 especies en el hábitat de vegetación de STS y 62 especies en áreas de pastizales introducidos de al menos 1 ha de extensión territorial y con un año de abandono, valores muy similares a los reportados en este trabajo. La similitud en los valores de la riqueza total con otros estudios del oeste de México, puede ser debido al alto número de especies que presentan una distribución continua a lo largo de la costa del Pacífico y que se relacionan a la STS (Ramírez-Albores & Ramírez-Cedillo, 2002). Por otra parte, posiblemente las especies que usan las áreas de desmonte sean limitadas en la STS del oeste de México, pues las especies introducidas y nativas que las pueden usar son pocas y son bien conocidas (Hutto, 1989; Macgregor-Fors & Schondube, 2011).

En el área de estudio, la riqueza específica y la abundancia de aves en la STS exhibieron un patrón influenciado posiblemente por la presencia de las

aves migratorias neotropicales. Este grupo de aves anidan durante el verano al norte de la frontera de México y utilizan la STS en la vertiente del Pacífico de México para pasar hasta 9 meses (otoño, invierno y primavera) después de migrar desde sus sitios de reproducción (Hutto, 1986; Hutto, 2010). Durante su estancia en el oeste de México aprovechan los recursos disponibles derivados de las lluvias monzónicas, que en el verano incrementan la producción de alimento, y que permanece alta por varios meses (Rohwer et al., 2005; Jaramillo et al., 2011). Así, en la primavera las aves migratorias abandonan las áreas de invernación para moverse a las de reproducción en el norte (Hutto, 1986; Hutto, 2010). En algunas especies Sinaloa es usada como área de escala durante dicha estación climática, incrementando la riqueza y abundancia en el área.

Otro factor que contribuye a que en primavera la riqueza sea la mayor del año es la llegada de especies, que arriban al área desde finales de la primavera a pasar el verano, para mudar el plumaje y reproducirse, tales como el vireo verdeamarillo (*Vireo flavoviridis*) (Pyle et al., 2009) y el papamoscas atigrado (*Myiodynastes luteiventris*) (Morton, 1977; Berlanga et al., 2008), además de otras especies que realizan movimientos dentro de la región en dichas estaciones (Nocedal, 1994) con fines de reproducción tales como el cuclillo manglero (*Coccyzus minor*) y el tordo ojo rojo (*Molothrus aeneus*). En esta época también hubo un incremento en los registros de algunas especies residentes permanentes como la chachalaca vientre castaño (*Ortalis wagleri*), y el picurero grisáceo (*Saltator caerulescens*). En suma, durante la primavera convergen la presencia de las especies migratorias neotropicales que no abandonan el área sino hasta finales de primavera y la llegada de las especies migratorias intertropicales, ocasionando una alta riqueza y abundancia en dicha estación (Hutto, 2010).

A diferencia de la riqueza específica, la abundancia de las aves expresada en el número de registros se mantuvo alta durante el verano en la STS, principalmente debido a la presencia del vireo verdeamarillo (*Vireo flavoviridis*),

el cual es una de las dos especies residentes de verano que realiza una migración intratropical, ya que pasa el invierno en Sudamérica (Howell & Webb, 1995; Morton, 1977). Durante dicha época ésta especie representa aproximadamente el 25% de los registros, siendo la especie con mayor número de registros al año. De modo que esta única especie tiene una gran importancia numérica en la comunidad de aves en verano, y posiblemente en el ecosistema, pues la abundancia de frutos, que son su alimento durante esta etapa, coincide con el inicio de su reproducción y el ave dispersa las semillas de plantas que fructifican solo en esta época (Morton, 1977).

En las áreas de desmonte hubo mayor número de registros de especies migratorias neotropicales con afinidad por áreas abiertas y/o semillas de gramíneas. En estos parches predominaron especies como el gorrión arlequín (*Chondestes grammacus*), el gorrión de Lincoln (*Melospiza lincolni*) y el colorín lázuli (*Passerina amoena*). Se ha sugerido que estas aves son capaces de usar las áreas que son poco usadas por especies residentes (Villaseñor & Hutto, 1995) como sucede al inicio de su estancia invernal en el área de estudio. Durante el otoño las áreas de desmonte aún conservan una cobertura de herbáceas y de zacate alta, además de presencia de espigas en los pastizales lo que las hace atractivas para especies granívoras (Cardinalidae y Columbidae) que fueron las más abundantes, así como para una variedad de especies insectívoras (Tyrannidae y Parulidae) en todo el año. Esta preferencia de ciertos gremios alimenticios también se ha documentado en paisajes de STS que han sido fragmentados o presentan indicios de fragmentación por áreas de cultivos, pastizales, o áreas abandonadas con regeneración secundaria de la vegetación (Hutto, 1989; Macgregor-Fors & Schondube, 2011; Chazdon et al., 2011).

En la migración de primavera, en su regreso hacia sus sitios de reproducción en Norteamérica, las áreas de desmonte tienen menor uso por parte de las aves migratoria, a diferencia del otoño, presentan poca cobertura de vegetación y la abundancia de recursos es la más baja del año. Estas características de la

estructura de la vegetación hacen que especies residentes se mantengan dentro de la STS y las migratorias dejen de usarlas, posiblemente algunas optan por otra ruta de regreso (Newton, 2008) o prefieren la STS que les proporciona mayor variedad de recursos (Almazán-Núñez, 2006; Vazquez et al., 2009).

El hecho de que algunas familias sólo se encontraron dentro la STS, como los Momotidae, Psittacidae y Tityridae, se relaciona con la presencia de elementos alimenticios que ellas requieren, como frutos e insectos, y con la intolerancia de las especies dependientes de la vegetación de selva a los hábitats modificados por el hombre, por presentar poca protección contra depredadores (Macgregor-Fors & Schondube, 2011). La familia Strigidae también se encontró solo en STS, sin embargo, la mayoría sus especies se alimentan de noche (Dallies de Masaya & García-López, 2012), y es probable que también haga uso de las áreas de desmonte. Por otra parte existen especies con alta abundancia en ambos hábitats como algunas de la familia Columbidae, que pueden explorar diferentes hábitats que cubren los requerimientos alimenticios que necesitan, cuando los recursos escasean en la STS (Corcuera & Butterfield, 1999; Harvey et al., 2006).

Algunas familias de especies insectívoras presentan una riqueza muy similar entre hábitats pero con una abundancia mucho mayor en STS lo que sugiere que el incremento en la complejidad de la vegetación provee una mayor riqueza de insectos (Chazdon et al., 2011). Este patrón se observó en la riqueza y abundancia de especies por familia, tanto en este estudio como en estudios previos en STS del oeste de México, donde los Tyrannidae, Parulidae, y Cardinalidae fueron las familias mejor representadas (Arizmendi et al., 1990; Vazquez et al., 2009; van der Heiden et al., MS) y Vireonidae, Icteridae y Tyrannidae las de mayor número de registros (Ramírez-Albores & Ramírez-Cedillo, 2002; Morales, 2009; Ruiz-Santos, 2010; Chazdon et al., 2011).

9.2 Diferencias en la comunidad de aves entre las áreas de desmonte y la STS

El cumplimiento de los supuestos por parte del observador en el muestreo da confiabilidad a los datos (Rivera-Milán et al., 2015). La prueba de bondad de ajuste mostró que hubo poco error en las mediciones y las especies más cercanas al centro del punto de conteo eran más probables de ser detectadas; además, fuimos diligentes en contar el número de individuos cuando eran parvadas; los puntos de conteo se distribuyeron sistemáticamente en las áreas de desmonte, y en el transecto dentro de la STS. Por lo que se asume que se cumplieron los supuestos del muestreo a distancia, y por lo tanto el muestreo fue adecuado (Rivera-Milán et al., 2015).

En cuanto al muestreo de la riqueza específica, se considera que los datos obtenidos en STS son representativos de la comunidad de aves. En cambio, en las áreas de desmonte, a pesar de que el esfuerzo de muestreo fue ligeramente mayor (16 puntos en STS y 19 en parches), la representatividad fue menor que en la STS, principalmente en el invierno, posiblemente influenciado por la heterogeneidad en el espacio o tiempo entre muestras (Colwell et al., 2004), por lo que este valor no es apropiado extrapolarlo espacial ni temporalmente, y sólo será válido para las condiciones espaciales y temporales de la muestra (Moreno, 2001).

La STS sostiene las poblaciones de especies residentes de todo el año, residentes de verano (migratorias intratropicales) y la mayoría de las especies migratorias neotropicales proporcionándoles los requerimientos para su subsistencia y/o anidación: alimento, área de anidación, menor probabilidad de parasitismo (Villaseñor & Hutto, 1995; Winter et al., 2006), sitios de percha y protección contra depredadores (Harvey et al., 2006). Estos elementos que sólo puede proveer la STS hacen que su diversidad sea mayor que la de las áreas de desmonte. Estos resultados concuerdan con los de Macgregor-Fors & Schondube (2011) quienes notaron que la diversidad de la avifauna incrementó

conforme aumentaba la complejidad del hábitat (campos de cultivo < pastizales < huerta < STS).

La densidad de aves en invierno, primavera y verano fue mayor en la STS que en las áreas de desmonte, debido principalmente a la vegetación más compleja de la STS, que sustenta los requerimientos específicos para la anidación y alimentación (Villaseñor & Hutto, 1995). Sin embargo, en otoño no hubo diferencias entre hábitats, por lo que las especies migratorias neotropicales pueden utilizar las áreas de desmonte, así como también la STS para alimentación (Hutto, 1989), aún cuando la vegetación en área de desmonte es menos compleja que la STS, pero contienen recursos alimenticios que atraen a éstas aves (Villaseñor & Hutto, 1995). Además presentan comportamientos que favorecen su incursión en las áreas de desmonte, como la formación de grupos grandes de forrajeo mixtos (interespecíficos) en hábitats menos complejos a comparación de sus sitios de anidación (Robbins et al., 1989; Finch, 1991; Hutto, 2010).

La comunidad de aves tuvo una disimilitud del 70% entre la STS y las áreas de desmonte, debido a que la estructura de la vegetación que provee las características florísticas y espaciales para sostener la comunidad de aves es muy diferente entre hábitats (Villaseñor & Hutto, 1995; Winter et al., 2006; Macgregor-Fors & Schondube, 2011). Dentro de cada hábitat, primavera y verano se agruparon con 37% y 48% de disimilitud en STS y áreas de desmonte, respectivamente. A pesar de que entre estas dos estaciones climáticas las coberturas de la vegetación fueron muy distintas, ellas comparten las especies que arriban a la región desde finales de primavera y además son residentes de verano (Navarro & Benítez, 1993) así como especies residentes en la región que realizan movimientos de tal manera que solo se encuentran en época de reproducción en el área de estudio. Por otra parte, invierno y otoño se agruparon con un 50% y 53% en STS y áreas de desmonte, respectivamente, pues hay cambio en la estructura de la vegetación entre dichas estaciones, que

influye en la composición de la comunidad de aves que les da uso, tanto en áreas de desmonte como en STS (Hutto, 1989).

9. 3 Efecto de la estructura de la vegetación y del tamaño de parche en la riqueza y densidad de aves en áreas de desmonte

La riqueza y densidad de aves no tuvo relación con el tamaño de parche de desmonte de pequeña escala (<10 ha), posiblemente debido a que la matriz de STS funciona como una barrera poco permeable para especies oportunistas típicas de hábitat modificados. En estudios previos se ha documentado una relación positiva entre el tamaño de parche con la riqueza y densidad de aves en paisajes donde la matriz es un ambiente modificado y los parches son remanentes de vegetación nativa (Dorp & Opdam, 1987; Paracuellos-Rodríguez, 2001; Bregman et al., 2014). Por otro lado, se ha reportado que el tamaño de parche de vegetación nativa no influye en la densidad de aves granívoras, sino que es más influyente la matriz circundante (Winter et al., 2006), debido a la resistencia que oponen los diferentes tipos de matriz a la dispersión de los organismos, lo que determina el grado de aislamiento entre fragmentos de hábitat, que no depende únicamente de la distancia presente entre ellos, sino también de la resistencia o permeabilidad de la matriz a la dispersión de los organismos (Valdés, 2011).

Se puede decir que la matriz de vegetación nativa de STS en el área de estudio brinda una barrera ecológica que no permite la entrada de especies oportunistas a los parches de desmonte, de manera que las especies insectívoras y granívoras que usan las áreas de desmonte son predominantemente especies que se distribuyen naturalmente dentro de la STS y que son capaces de utilizar dichas áreas (Winter et al., 2006). En agrosistemas, la fragmentación avanzada de un hábitat permite la entrada de especies oportunistas que son características de hábitats modificados, desplazándose a través de matrices de hábitats modificados por el hombre (Chazdon et al., 2011; Macgregor-Fors & Schondube, 2011). En cultivos y

pastizales son comunes las especies insectívoras y granívoras que se relacionan con las actividades de agricultura y urbanización, pero han sido raramente reportadas dentro de la STS (Macgregor-Fors & Schondube, 2011). Acorde con esto, en este estudio no se encontró ninguna especie característica de agrosistemas en el oeste de México durante el muestreo (ej. *Bubulcus ibis*, *Crotophaga sulcirostris*, *Stelgidopteryx serripennis*, *Hirundo rustica*, *Volatinia jacarina*, *Sporophila minuta*, *Passer domesticus*) (Macgregor-Fors & Schondube, 2011). Así, el hecho de estar inmersos en una matriz de STS ofrece resistencia a la dispersión de especies oportunistas (Prugh et al., 2008) e impide la llegada de predadores de nido, que son especies más habituales de ambientes modificados por el hombre (Chazdon et al., 2011).

A diferencia del tamaño, la estructura de la vegetación del parche tuvo una relación positiva con la riqueza y densidad de aves. Esto concuerda con estudios previos en hábitats con predominancia de STS pero con fragmentos de cultivos, pastizales, huerto y parcelas abandonadas con vegetación secundaria, los cuales reportan una relación positiva de la estructura de la vegetación con la riqueza y abundancia de aves; principalmente con especies migratorias durante el otoño (Hutto, 1989; 1995; Macgregor-Fors & Schondube, 2011). La presencia de árboles y arbustos dentro de las áreas de desmonte permite que las aves puedan usarlas y desplazarse naturalmente entre la STS y los desmontes (Villaseñor & Hutto, 1995). Incluso las aves bosque-dependientes pueden usarlas para alimentarse o anidar (Macgregor-Fors & Schondube, 2011), ya que una mayor complejidad en la estructura de la vegetación implica una alta estratificación y riqueza de plantas, lo que proporciona sitios específicos para anidar y de percha, además de refugio contra depredadores y alta disponibilidad de alimento porque aumentan la cantidad de microhábitats que requieren los insectos (Ramírez-Albores & Ramírez-Cedillo, 2002; Harvey et al., 2006).

Una perturbación moderada de la STS, como es el caso de nuestra área de estudio, con parches de desmonte menores a 10 ha, es benéfico que mantengan una vegetación heterogénea, para la riqueza y densidad de aves,

como es el caso del área de desmonte no. 4, y en menor proporción el área 5, principalmente para aves migratorias neotropicales invernando, ya que la composición y estructura de la vegetación de este parches (pastizales con algunos árboles y arbustos) les provee de alimento a la mayoría de las granívoras (Winter et al., 2006) e insectívoras (Emberizidae, Tyrannidae, Cardinalidae, entre otras), pero afecta a la mayoría de las especies residentes y algunas migratorias con requerimientos de hábitat específicos (Hutto, 1989). A pesar de que parte de las especies residentes también son granívoras o insectívoras, estas requieren buscar áreas con ciertas condiciones que les provean de lo necesario durante todo el año, como alimento, área de anidación, menor probabilidad de parasitismo y protección contra depredadores (Harvey et al., 2006; Winter et al., 2006). La estructura de la vegetación de las áreas de desmonte 1, 2 y 3, en general fue más homogénea y simple, por lo que su importancia para la riqueza y densidad de aves es más baja.

Aunque no fue considerado en este estudio, la cercanía a los cauces de ríos y arroyos, que son lugares donde existe una concentración mayor de recursos, y por lo tanto de los más usados por aves en el oeste mexicano (Hutto, 1995; González-Medina et al., 2009), puede facilitar su uso como corredor ecológico (Gillies et al., 2008). Dado que la mayoría de las áreas de desmonte están ubicadas junto a arroyos para facilitar la siembra de cultivos y manejo de ganado, a su vez puede facilitar la incursión de algunas especies de aves que buscan ambientes riparios dentro de la STS, como las aves migratorias neotropicales (Hutto, 1995).

El manejo ambiental debe mejorar con el incremento del conocimiento de las características del paisaje que afectan a las aves (Young & Hutto, 2002). Dentro de la STS del pacífico mexicano se practican actividades agropecuarias de pradera de temporal (Mass et al. 2010), tales como las que se presentan en este estudio. Estos hábitats modificados tienen importancia para la conservación de aves migratorias neotropicales y algunas residentes, sobre todo si presentan una estructura de la vegetación heterogénea. Para motivar a

los comuneros para que mantengan o tomen decisiones de dejar árboles y arbustos en sus pastizales, se puede realizar un programa de pagos o incentivos, para generar mayor cantidad de hábitats y presentar un efecto positivo en la biodiversidad (Chazdon et al., 2011). También se puede trabajar en la restauración de áreas de desmonte abandonadas, donde la recolonización de árboles de la STS es parte de un proceso de sucesión ecológica de tiempo relativamente corto, debido a que presenta pocas especies pioneras de vida larga, dando a la STS la capacidad de recobrar su estructura de la vegetación y biodiversidad por sí sola en un periodo de tiempo corto (Chazdon et al., 2011).

Aunque las áreas de desmonte tengan importancia para las aves migratorias y algunas residentes, es necesario implementar medidas de manejo que no sólo beneficien a unas cuantas especies, si no que mejoren las condiciones para todas, residentes y migratorias, especialmente las que requieren una estructura de la vegetación compleja como la de un bosque primario (Hutto, 1986). En este estudio se resalta la importancia de las áreas de desmonte, sin embargo para que éstas tengan dicha relevancia, es importante que se encuentren en una matriz de vegetación natural bien conservada, es por esto que sugiero que no se incremente el número de áreas de desmonte, ni el tamaño de cada una. Así como, un mejor manejo de recursos maderables y la implementación de programas de reforestación en la STS con el fin de conservar la estructura y complejidad de la vegetación (Vega-Rivera et al., 2010). Además, implementar la educación ambiental en la comunidad de La Guásima, favorecerá al entendimiento y conservación de las comunidades de aves que en ella habitan.

X. Conclusiones

La riqueza de aves en el año estuvo influenciada principalmente por dos grupos de aves migratorias: las neotropicales que se encuentran en la zona de otoño a primavera y las migratorias intratropicales que arriban en primavera y son residentes de verano cuando se reproducen. Siendo la primavera la de mayor riqueza por ser la estación en que convergen ambos grupos de migratorias. La riqueza de aves en la STS y áreas de desmonte, se ve influenciada principalmente por las familias insectívoras, Tyrannidae y Parulidae.

La abundancia de aves en el año se vio influenciada principalmente por la presencia del vireo verdeamarillo (*Vireo flavoviridis*), ave migratoria intratropical que fue la especie más abundante en el año, incrementando la abundancia durante su estancia en primavera-verano. La abundancia para STS fue principalmente dominada por Vireonidae e Icteridae, mismas que tienen especies tanto insectívoras, como frugívoras, en cambio en las áreas de desmonte la abundancia fue influenciada principalmente por las familias Columbidae y Emberizidae, ambas de hábitos granívoros.

La comunidad de aves fue diferente en un 70% entre STS y áreas desmontadas, las aves que cada hábitat puede sostener varía según las características florísticas y espaciales que la estructura de la vegetación brinda, el grupo de las insectívoras fue el más abundante en la STS, por propiciar la disponibilidad de microhábitats para alimentación, mientras que en las áreas de desmonte, las granívoras fueron más abundantes, por la cobertura de pastos con espiga.

La riqueza y densidad de aves no mostró relación con el tamaño de parche. Al ser pequeños e inmersos en una matriz de STS se impide la llegada de especies oportunistas típicas de hábitats modificados.

La respuesta de las aves (riqueza y densidad) dentro de las áreas de desmonte muestra una relación positiva con el aumento de la estructura de la vegetación. Los parches 4 y 5 con vegetación más heterogénea, permiten el desplazamiento natural de especies dependientes del bosque entre STS y áreas de desmonte, ya que provee de mayor cobertura y estratos de vegetación que pueden ser utilizados por las aves para alimentarse o anidar.

Para cuestiones de manejo, es benéfico para la conservación que las áreas de desmonte mantengan una vegetación heterogénea, siempre y cuando no incrementen el tamaño y el número de áreas de desmonte, conservando así, vegetación de STS que sostiene las poblaciones de aves residentes e impide la llegada de especies invasoras.

XI. Bibliografía

- Almazán-Núñez, R., 2006. Avifauna de la subcuenca del río San Juan, Guerrero, México. *Revista mexicana de Biodiversidad* 77: 103–114.
- Anjos, L. dos, Collins, C.D., Holt, R.D., Volpato, G.H., Mendonça, L.B., Lopes, E.V., Boçon, R., Bisheimer, M.V., Serafini, P.P. & Carvalho, J., 2011. Bird species abundance–occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: Implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* 144: 2213–2222.
- Antongiovanni, M. & Metzger, J., 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122: 441–451.
- Arizmendi, M.C., Berlanga, H., Márquez, L., Navarrijo, L. & Ornelas., F., 1990. *Avifauna de la región de Chamela, Jalisco, Cuadernos 4*. Instituto de Biología, UNAM, México, D.F, 62 pp.
- Banks-Leite, C., Ewers, R.M. & Metzger, J.P., 2013. The confounded effects of habitat disturbance at the local, patch and landscape scale on understory birds of the Atlantic Forest: Implications for the development of landscape-based indicators. *Ecological Indicators* 31: 82–88.
- Berlanga, H., Rodríguez-Contreras, V., Oliveras de Ita, A., Escobar, M., Rodríguez, L., Vieyra, J. & Vargas, V., 2008. *Red de Conocimiento sobre las Aves de México (AVESMX)*. CONABIO, <http://avesmx.conabio.gob.mx>.
- Bray, J.R. & Curtis, J.T., 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 325–349.
- Bregman, T.P., Sekercioglu, C.H. & Tobias, J.A., 2014. Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: Implications for ecosystem function and conservation. *Biological Conservation* 169: 372–383.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P. & Laake, J.L., 1993. *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Chapman and Hall, London, 446pp.
- Buckland, S.T., Marsden, S.J. & Green, R.E., 2008. Estimating bird abundance: making methods work. *Bird Conservation International* 18: 91–108.

- Budaev, S.V., 2010. Using Principal Components and Factor Analysis in Animal Behaviour Research: Caveats and Guidelines. *Ethology* 116: 472-480.
- Castelletta, M., Thiollay, J.M. & Sodhi, N.S., 2005. The effects of extreme forest fragmentation on the bird community of Singapore Island. *Biological Conservation* 121: 135–155.
- Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Creel, J.B. & Dirzo, R., 2010. *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México* (Primera ed.). Fondo de Cultura Económica, CONABIO, CONANP, WWF-México, Ecociencia S.C., Telmex, México, D.F., 594 pp.
- Challenger, A. & Soberón, J., 2008. *Los ecosistemas terrestres*, 87-108. In: CONABIO. Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 621 pp.
- Chazdon, R.L., Harvey, C.A., Martínez-Ramos, M., Balvanera, P., Stoner, K.E., Schondube, J.E., Daniel, L. & Cabadilla, A., 2011. *Seasonally dry tropical forest biodiversity and conservation value in agricultural landscapes of Mesoamerica*, 195–219. In: Dirzo, R., Young, H.S., Mooney, H.A & Ceballos, G. (eds) *Seasonally dry tropical forests: Ecology and conservation*. Island Press All, Washington, D.C., 392 pp.
- Clench, H.K., 1979. How to make regional list of butterflies: some thoughts. *Journal of the Lepidopterists' Society* 30: 216-231.
- Cohen, J., Cohen, P., West, S. G., & Aiken, L. S., 2013. *Applied multiple regression/correlation analysis for the behavioral sciences*. Routledge, New Jersey, 703 pp.
- Colwell, R.K., Chang, X.M & Chang, J. 2004. Interpolando, extrapolando y comparando las curvas de acumulación de especies basadas en su incidencia. *Ecology* 85: 2717-2727.
- Corcuera, P.M.R, & Butterfield, J.E.L., 1999. Bird communities of forest and oak woodland of western Mexico. *Ibis* 141: 240-255.
- Coreau, A. & Martin, J.L., 2007. Multi-scale study of bird species distribution and of their response to vegetation change: a Mediterranean example. *Landscape Ecology* 22: 747–764.
- Dalliés de Masaya, C. & Gacía-López, L.C., 2012. Guía práctica para la identificación de familias de aves. Probosques FCA San Marcos, Helvetas Guatemala, Guatemala, 21 pp.
- Davis, S.K., 2004. Area sensitivity in grassland passerines : effects of patch size, patch shape, and vegetation structure on bird abundance and occurrence in southern Saskatchewan. *Auk* 121: 1130–1145.

- Deconchat, M., Brockerhoff, E.G. & Barbaro, L., 2009. Effects of surrounding landscape composition on the conservation value of native and exotic habitats for native forest birds. *Forest Ecology and Management* 258: 196–204.
- Dorp, D. & Opdam, P.F.M., 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology* 1: 59–73.
- Dunn, J.L. & Alderfer, J., 2006. *Field Guide to the Birds of North America (5th ed)*. National Geographic Society, Washington, D.C, 504 pp.
- Escalante, P., Navarro, A.G. & Peterson, A.T., 1998. *Un análisis geográfico, ecológico e histórico de la diversidad de aves terrestres en México*: 279–304. In: Ramamoorthy, T. P., Bye, R., Lot, A. & Fa, J. (eds). *Diversidad Biológica de México: Orígenes y distribución*. Instituto de Biología, UNAM, México, D.F., 792 pp.
- Escalante, P., Sada, A.M. & Robles-Gil, J., 2014. Listado de nombres comunes de las aves de México (Segunda ed.). *Instituto de Biología, UNAM, CIPAMEX*, México, D.F., 39 pp.
- Fahrig, L., 2002. Effect of Habitat Fragmentation on the Extinction Threshold: A Synthesis. *Ecological Applications: Ecological Society of America* 12: 346–353.
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487–515.
- Finch, D.M., 1991. *Population ecology, habitat requirements, and conservation of neotropical migratory Birds*. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Colorado, USA, 26 pp.
- Fuller, R.J. & Rothery, P., 2013. Temporal consistency in fine-scale habitat relationships of woodland birds during a period of habitat deterioration. *Forest Ecology and Management* 289: 164–174.
- Gillies, C.S., & Cassady St. Clair, S., 2008. Riparian corridors enhance movement of a forest specialist bird in fragmented tropical forest. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 205: 19774–19779.
- González-Medina, E., Angulo-Gastélum, U.T., Castillo-Guerrero, J.A. & Guevara-Medina, M., 2009. Distribución y abundancia relativa invernal del vireo de cabeza negra (*Vireo atricapilla*) en Sinaloa, México. *Ornitología neotropical* 20: 291–298.
- Guido-Sánchez, S., Ruiz-Guerrero, M., Plascencia-González, H. & van der Heiden, A., 2005. *Plan de manejo comunitario de los recursos naturales de la Comunidad de La Guásima, Concordia, Sinaloa. Parte I. Diagnóstico ambiental y productivo con recomendaciones preliminares para su manejo*. CIAD, Mazatlán, Sinaloa, 116 pp.
- Guido Sánchez, S., van der Heiden, A.M., Montijo Galindo, A., Bojórquez Rodríguez, L., Ruiz Guerrero, M., Mendoza Guerrero, J.M., Mejía Mora, P., Gutiérrez Cárdenas

- L. y Martínez Chávez, C., 2010. *Estudio Previo Justificativo para el establecimiento de una nueva Área Natural Protegida "Monte Mojino" de competencia de la Federación en los Municipios de Concordia y Rosario, Sinaloa, Mazatlán, Sinaloa*. Informe Final para CONANP y la Fundación David and Lucile Packard. CONSELVA/CIAD, 485 pp.
- Harvey, C.A., Medina, A., Merlo-Sánchez, D., Vílchez, S., Hernández, B., Saenz, J.C., Maes, J.M., Casanoves, F. and Sinclair, F.L., 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecological Applications* 16: 1986-1999.
- Hilden, O.K., Oskimies, P., Pakarinen, R. & Vaisanen, R.A., 1991. *Point counts of land birds*, 27–32. In: Koskimies, P. & Vaisanen, R.A. (eds). *Monitoring bird populations*. University of Helsinki: Zoological Museum, Finnish Museum of Natural History, 145 pp.
- Howell, S.N.G. & Webb, S., 1995. *A guide to the birds of Mexico and Northern Central America*. Oxford University Press, USA, 868 pp.
- Hutto, R.L., 1986. Migratory landbirds in western Mexico: a vanishing habitat. *Western Wildlands* 11: 12–16.
- Hutto, R.L., 1989. The effect of habitat alteration on migratory land birds in a west Mexican tropical deciduous forest. *Conservation Biology* 3: 138–148.
- Hutto, R.L., 1995. *Can patterns of vegetation change in western Mexico explain population trends in western neotropical migrants?* 48-58. In: Wilson, M. H. & Sader, S. A. (eds) *Conservation of neotropical migratory birds in Mexico*. Maine Agricultural and Forest Experiment Station, Miscellaneous Publication, Orono, Maine, 727.
- Hutto, R.L., 2010. *Aspectos ecológicos únicos asociados con las aves migratorias de larga distancia del occidente de México*, 215-232. In: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Creel, J.B. & Dirzo, R. (eds) *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. Fondo de Cultura Económica, CONABIO, CONANP, WWF-México, Ecociencia S.C., Telmex, México, D.F., 594 pp.
- Janzen, D.H., 1988. *Tropical dry forests, the most endangered major tropical ecosystem*, 130– 137. In: E. O. Wilson (ed.) *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C., 538 pp.
- Jaramillo, V.J., Martínez-Yrizar, A. & Sanford, R.L.Jr., 2011. *Primary productivity and biogeochemistry of seasonally dry tropical forests*, 109-128. In: Dirzo, R., Young, H.S., Mooney, H.A & Ceballos, G. (eds) *Seasonally dry tropical forests: Ecology and conservation*. USA, Island Press All, Washington, D.C., 392 pp.

- Jiménez-Valverde, A. & Hortal, J., 2001. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología* 8: 151 – 161.
- Lehnen, S.E. & Rodewald, A.D., 2009. Investigating area-sensitivity in shrubland birds: Responses to patch size in a forested landscape. *Forest Ecology and Management* 257: 2308–2316.
- Macgregor-fors, I. & Schondube, J.E., 2011. Use of tropical dry forests and agricultural areas by neotropical bird communities. *Biotropica* 43: 365–370.
- Mass, M., Búrquez, A., Trejo, I., Valenzuela, D., González, M.A., Rodríguez, M. & Arias, H., 2010. Amenazas, 321-348. In: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Creel, J.B. & Dirzo, R. (eds). Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México. Fondo de Cultura Económica, CONABIO, CONANP, WWF-México, Ecociencia S.C., Telmex, México, D.F., 594 pp.
- Morales, T. H., 2009. *Avifauna de un paisaje fragmentado de selva baja caducifolia en Cerro Colorado, Municipio de Apazapan, Ver.* Tesis de licenciatura, Universidad Veracruzana, 114 pp.
- Moreno, C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1., Zaragoza, 84 pp.
- Morton, E.S, 1977. Intra-tropical migration in the Yellow-green Vireo and Piratic Flycatcher. *Auk* 94: 97-106.
- Naranjo, E.J. 2000. *Estimaciones de abundancia y densidad en poblaciones de fauna silvestre tropical*, 37-46. In: Cabrera, E., Mercolli, C., Resquín, R. (Eds.). Manejo de fauna silvestre en Amazonia y Latinoamérica. CITES Paraguay, Fundación Moises Bertoni, Universidad de Florida. Paraguay.
- Navarro, A.G. & Benítez, H., 1993. Patrones de riqueza y endemismo de las aves. *Ciencias* 7: 45–54.
- Navarro-Sigüenza, A.G., Rebón-Gallardo, M.F., Gordillo-Martínez, .A., Townsend Peterson, A., Berlanga-García, H. & Sánchez-González, L.A., 2014. Biodiversidad de las aves en México. *Revista mexicana de Biodiversidad* 85: 476–495.
- Newton, I. 2008. *The Migration Ecology of Birds*. Elsevier, London, 849 pp.
- Nocedal, J., 1994. Local migrations of insectivorous birds in western Mexico: implications for the protection and conservation of their hábitats. *Bird Conservation International* 4: 129-142.
- Palomera-García, C., 1994. Patrones de distribución de la avifauna en tres estados del occidente de México. *Anales del Instituto de Biología serie Zoología* 65: 137–175.

- Paracuellos-Rodríguez, M., 2001. *Estructura y conservación de las comunidades de aves en humedales del sudeste ibérico (Almería, España)*. Tesis de doctorado, Universidad de Almería, 182 pp.
- Patterson, B.D., 1987. The principle of nested subsets and its implications for biological conservation. *Conservation Biology* 1: 323–334.
- Pennington, T.D. & Sarukhán, J., 2005. *Árboles tropicales de México*. UNAM, México, D.F., 523 pp.
- Prugh, L.R., Hodges, K.E., Sinclair, A.R.E. & Brashares, J.S., 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105: 20770–20775.
- Pyle, P., Leitner, W.A., Lozano-Angulo, L., Avilez-Teran, F., Swanson, H., Gómez-Limón, E. & Chambers, M.K., 2009. Temporal, spatial, and annual variation in the occurrence of molt-migrant passerines in the Mexican monsoon region. *The Condor* 111: 583–590.
- Ralph, C.J., Geupel, G.R., Pyle, P., Martin, T.E., Desante, D.F., Milá, B., John, C., Geoffrey, R., Thomas, E. & David, F., 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Pacific Southwest Research Station: Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159, Albany, CA, 46 pp.
- Ramírez-Albores, J.E. & Ramírez-Cedillo, M.G., 2002. Avifauna de la región oriente de la sierra de Huautla, Morelos, México. *Anales del Instituto de Biología serie Zoología* 73: 91–111.
- Ramírez-González, A., 2006. *Ecología: Métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades*. Editorial Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá 273 pp.
- Reynaud, P.A. & Thioulouse, J., 2000. Identification of birds as biological markers along a neotropical urban–rural gradient (Cayenne, French Guiana), using co-inertia analysis. *Journal of Environmental Management* 59: 121–140.
- Rivera-Milán, F.F. et al., 2015. Distance sampling survey and abundance estimation of the critically endangered Grenada Dove (*Leptotila wellsi*). *The Condor*, 117: 87–93.
- Robbins, C.S., Sauer, J.R., Greenberg, R.S. & Droege, S., 1989. Population declines in North American birds that migrate to the neotropics. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 86: 7658–7662.
- Rohwer, S., Butler, L.K. & Froehlich, D.R., 2005. *Ecology and demography of east-west differences in molt scheduling in Neotropical migrant passerines*, 87–105. In: Greenberg, R. & Marra, P.P. (eds) *Birds of Two Worlds*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, 488 pp.

- Ruiz-Guerrero, M., Van Devender, T.R., Reina-Guerrero, A.L., Mejía-Mora, P. & van der Heiden, A.M., 2016 (en prensa). *Flora de La Guásima, Región Prioritaria para la Conservación en la Sierra Madre Occidental en el sur de Sinaloa, México*. In: M.S. González-Elizondo, M. González-Elizondo, and C. Cortés-Montaño (eds.). Biodiversidad y Paisaje de la Sierra Madre Occidental. Instituto Politécnico Nacional. Durango, México.
- Ruiz-Santos, L., 2010. *Composición de la avifauna en la selva baja caducifolia de San María Colotepec, Oaxaca*. Tesis de licenciatura, Universidad del mar, campus Puerto Escondido, Oaxaca, 62 pp.
- Rzedowski, J., 2006. *Vegetación de México*. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 504 pp.
- Saunders, D.A. et al., 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology* 5: 18–32.
- Segura, L.N. & Arturi, M.F., 2012. La estructura del hábitat influye en la abundancia del cardenal común (*Paroaria coronata*) en un bosque templado de argentina. *Ornitología neotropical* 23: 11–21.
- Sekercioglu, C.H. & Sodhi, N.S., 2007. Conservation biology: predicting birds responses to forest fragmentation. *Current biology* 17: 838–840.
- Shannon, C. & Weaver, W., 1949. *The mathematical theory of communication*. The University of Illinois press, Urbana, Illinois, 132 pp.
- Shiu, H. & Lee, P., 2003. Assessing avian point-count duration and sample size using species. *Zoological Studies* 42: 357–367.
- Sibley, D.A., 2014. *The Sibley Guide to Birds of North America* (Second ed.), Alfred A. Knopf, New York, 599 pp.
- Sigel, B.J., Douglas Robinson, W. & Sherry, T.W., 2010. Comparing bird community responses to forest fragmentation in two lowland Central American reserves. *Biological Conservation* 143: 340–350.
- Suarez-Rubio, M. & Thomlinson, J.R., 2009. Landscape and patch-level factors influence bird communities in an urbanized tropical island. *Biological Conservation* 142: 1311–1321.
- Trejo, I. 2010. *Las selvas secas del Pacífico mexicano*, 41-52. In: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Creel, J.B. & Dirzo, R. (eds). Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México. Fondo de Cultura Económica, CONABIO, CONANP, WWF-México, Ecociencia S.C., Telmex, México, D.F., 594 pp.

- Trejo, I. & Dirzo, R., 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in México. *Biological Conservation* 94: 133–142.
- Thomas, L., Laake, J.L., Strindberg, S., Marques, F.F.C., Buckland, S.T., Borchers, D.L., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Hedley, S.L., Pollard, J.H., Bishop, J.R.B. & Marques, T.A., 2006. *Distance 6.0. Release 2. User guide*. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK, 360 pp.
- Thomas, L., Buckland, S.T., Rexstad E.A., Laake, J.L., Strindberg, S., Hedley, S.L., Bishop, J.R.B., Marques, T.A. & Burnham, K.P., 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47: 5–14.
- Valdés, A., 2011. Modelos de paisaje y análisis de fragmentación: de la biogeografía de islas a la aproximación de paisaje continuo. *Ecosistemas* 20: 11–20.
- van der Heiden, A.M., Castillo Guerrero, J. A., van der Heiden, A.A.K. & Ruiz Guerrero, M., (MS). *Presencia y abundancia relativa de las aves de La Guásima, Concordia, Sinaloa, México, con énfasis en las especies asociadas a la selva tropical seca (MS)*.
- van Perlo, B., 2006. *Birds of México and Central America, illustrate ed.* Princeton University Press, New Jersey, 336 pp.
- Vazquez, L., Moya, H. & Arizmendi, M., 2009. Avifauna de la selva baja caducifolia en la cañada del río Sabino, Oaxaca, México. *Revista mexicana de Biodiversidad* 80: 535–549.
- Vega-Rivera, J.H., Arizmendi, M.C. & Morales-Pérez, L., 2010. Aves, 145-164. In: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Creel, J.B. & Dirzo, R. (eds) *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. Fondo de Cultura Económica, CONABIO, CONANP, WWF-México, Ecociencia S.C., Telmex, México, D.F., 594 pp.
- Villaseñor, J.F. & Hutto, R.L., 1995. *The importance of agricultural areas for the conservation of the neotropical migratory landbirds in Western Mexico*, 59–80. In: Wilson, M.H. & Sader, S.A. (eds) *Conservation of neotropical migratory birds in Mexico*. Maine Agricultural and Forest Experiment Station, Miscellaneous Publication 727, Orono, Maine.
- Wells, K., Böhm, S.M., Boch, S., Fischer, M. & Kalko, E.K.V., 2011. Local and landscape-scale forest attributes differ in their impact on bird assemblages across years in forest production landscapes. *Basic and Applied Ecology* 12: 97–106.
- Winter, M., Johnson, D.H., Shaffer, J.A., Donovan, T.M. & Svedarsky, W.D., 2006. Patch size and landscape effects on density and nesting success of grassland birds. *The Journal of Wildlife Management* 70: 158–172.

Young, J.S. & Hutto, R.L., 2002. *Use of Regional-scale exploratory studies to determine bird-habitat relationships*, 107–119. In: Scott, J. M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Haufler, J.B., Raphael, M.G., Wall, W.A. & Samson, F.B. (ed.) *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*. Island Press, Covello, CA, 840 pp.

Zar, J.H., 1999. *Biostatistical analysis* (Cuarta ed.), Prentice Hall, New Jersey, USA, 663 pp.

Anexo 1. Listado taxonómico y abundancias de aves registradas durante el año 2014 en la comunidad de La Guásima, Concordia, Sinaloa, México.

I= invierno, P= primavera, V= verano, O= otoño, T= total, TG= total general, AD= áreas de desmonte, STS= selva tropical seca. Las especies detectadas fuera de los puntos de conteo se señalan con (*). Las especies son listadas en orden taxonómico de acuerdo con la American Ornithologists' Union (The AOU Check-list of North and Middle American Birds, 7th Edition, hasta su 55° suplemento, <http://checklist.aou.org/taxa/> revisada el 22/07/15) y los nombres comunes fueron tomados de Escalante et al. (2014).

Nombre científico/común	AD					STS					TG	
	I	P	V	O	T	I	P	V	O	T		
Galliformes												
Cracidae												
<i>Ortalis wagleri</i> , chachalaca vientre castaño	6				6	17	23	3	6	49	55	
Odontophoridae												
<i>Callipepla douglasii</i> , codorniz cresta dorada			1		1	1	1	1	3	4		
Ciconiformes												
Ciconiidae												
<i>Mycteria americana</i> , cigüeña americana*												
Pelecaniformes												
Ardeidae												
<i>Tigrisoma mexicanum</i> , garza tigre mexicana			1		1						1	
<i>Ardea herodias</i> , garza morena *												
<i>Ardea alba</i> , garza blanca *												
<i>Butorides virescens</i> , garceta verde *												
Accipitriformes												
Cathartidae												
<i>Coragyps atratus</i> , zopilote común	7				7						7	
<i>Cathartes aura</i> , zopilote aura *												
Accipitridae												
<i>Chondrohierax uncinatus</i> , gavilán pico gancho *												
<i>Geranospiza caerulescens</i> , gavilán zancón	1				1						1	
<i>Buteo nitidus</i> , aguililla gris						1	2	2	5	5		
<i>Buteo brachyurus</i> , aguililla cola corta *												
<i>Buteo albonotatus</i> , aguililla aura *												
<i>Buteo jamaicensis</i> , aguililla cola roja *												
Charadriiformes												
Scolopacidae												
<i>Actitis macularius</i> , playero alzacolita *												

Columbiformes												
Columbidae												
<i>Patagioenas flavirostris</i> , paloma morada							13	3		16	16	
<i>Columbina inca</i> , tórtola cola larga	29	44	66	18	157	30	6	20	14	70	227	
<i>Columbina passerina</i> , tórtola coquita	1	10			11	3	1		12	16	27	
<i>Columbina talpacoti</i> , tórtola rojiza			1	10	11						11	
<i>Leptotila verreauxi</i> , paloma arroyera				1	1	18	21	11	2	52	53	
<i>Zenaida asiática</i> , paloma ala blanca						19				19	19	
<i>Zenaida macroura</i> , paloma huilota									1	1	1	
Cuculiformes												
Cuculidae												
<i>Piaya cayana</i> , cuclillo canela	1				1				3	3	4	
<i>Coccyzus minor</i> , cuclillo manglero							7	6		13	13	
<i>Crotophaga sulcirostris</i> , garrapatero pijuy	5		2		7						7	
Strigiformes												
Strigidae												
<i>Megascops guatemalae</i> , tecolote vermiculado*												
<i>Glaucidium brasilianum</i> , tecolote bajo						5	6	4	2	17	17	
<i>Ciccaba virgata</i> , búho café*												
Caprimulgiformes												
Nyctibiidae												
<i>Nyctibius jamaicensis</i> , bienparado norteño*												
Apodiformes												
Trochilidae												
<i>Heliomaster constantii</i> , colibrí picudo				1	5	6		1		3	4	10
<i>Calypte costae</i> , colibrí cabeza violeta	1				1							1
<i>Cyananthus latirostris</i> , colibrí pico ancho	20	3	7	12	42	4	2	3	3	12	54	
<i>Amazilia rutila</i> , colibrí canela	1	4	1	3	9	4	4	1	2	11	20	
<i>Amazilia violiceps</i> , colibrí corona violeta				2	2				1	1	3	
Trogoniformes												
Trogonidae												
<i>Trogon citreolus</i> , trogón citrino							9	2		11	11	
<i>Trogon elegans</i> , trogón elegante	1				1	1	24	19	4	48	49	
Coraciiformes												
Momotidae												
<i>Momotus mexicanus</i> , momoto corona café								6	1	7	7	
Piciformes												
Picidae												
<i>Melanerpes chrysogenys</i> , carpintero enmascarado		2			2	10	20	10	8	48	50	
<i>Melanerpes uropygialis</i> , carpintero del desierto	2	6	7	2	17	2	10	18	10	40	57	
<i>Sphyrapicus varius</i> , chupasavia maculado									1	1	1	
<i>Picoides scalaris</i> , carpintero mexicano	1	3			4	6	11		1	18	22	
<i>Dryocopus lineatus</i> , carpintero lineado						3	2	1		6	6	

<i>Campephilus guatemalensis</i> , carpintero pico plata									9	9	9			
Falconiformes														
Falconidae														
<i>Micrastur semitorquatus</i> , halcón-selvático de collar*														
<i>Caracara cheriway</i> , caracara quebrantahuesos			2	2			1			1	3			
<i>Herpetotheres cachinnans</i> , halcón guaco									1	1	1			
<i>Falco sparverius</i> , cernícalo americano	2										2			
<i>Falco ruficularis</i> , halcón enano*														
Psittaciformes														
Psittacidae														
<i>Eupsittula canicularis</i> , perico frente naranja									16	20	35	7	78	78
<i>Ara militaris</i> , guacamaya verde									15	6	4	28	53	53
<i>Forpus cyanopygius</i> , perico catarina										6			6	6
<i>Amazona finschi</i> , loro corona lila*														
Passeriformes														
Tyrannidae														
<i>Camptostoma imberbe</i> , mosquero lampiño										1			1	1
<i>Mitrephanes phaeocercus</i> , mosquero copetón			2	2			1				1		2	4
<i>Contopus pertinax</i> , pibí tengo frío							2	1	3	1			7	7
<i>Contopus sordidulus</i> , pibí occidental				1	1									1
<i>Empidonax difficilis</i> , mosquero californiano			2	25	27			1	5	19			25	52
<i>Sayornis nigricans</i> , papamoscas negro	1				1				1				1	2
<i>Pyrocephalus rubinus</i> , mosquero cardenal	2			4	6									6
<i>Attila spadiceus</i> , mosquero atila							1	1	9	20			31	31
<i>Myiarchus tuberculifer</i> , papamoscas triste	2	3			5		25	3		19			47	52
<i>Myiarchus cinerascens</i> , papamoscas cenizo	1	1	2	1	5		1	4					5	10
<i>Myiarchus nuttingi</i> , papamoscas de Nutting			3		3			7		2			9	12
<i>Myiarchus tyrannulus</i> , papamoscas tirano								2		1			3	3
<i>Deltarhynchus flammulatus</i> , papamoscas jaspeado								2					2	2
<i>Pitangus sulphuratus</i> , luis bien-te-veo	2		1		3				2				2	5
<i>Myiozetetes similis</i> , luis gregario					2	2		2					2	4
<i>Myiodynastes luteiventris</i> , papamoscas atigrado		8	10		18			14	15				29	47
<i>Tyrannus melancholicus</i> , tirano tropical		1			1									1
<i>Tyrannus vociferans</i> , tirano gritón					1	1								1
<i>Tyrannus crassirostris</i> , tirano pico grueso					1	1	2	2		1			5	6
Furnariidae														
<i>Xiphorhynchus flavigaster</i> , trepatroncos bigotudo		1			1		5	7	5	9			26	27
Tityridae														
<i>Tityra semifasciata</i> , titira enmascarada							4	1	3				8	8
<i>Pachyramphus major</i> , mosquero-cabezón mexicano								1		1			2	2
<i>Pachyramphus aglaiae</i> , mosquero-cabezón degollado*														

Vireonidae										
<i>Vireo atricapilla</i> , vireo gorra negra				1	1					1
<i>Vireo plumbeus</i> , vireo plumizo									1	1
<i>Vireo cassinii</i> , vireo de Cassin						3				3
<i>Vireo gilvus</i> , vireo gorjeador						3	3		1	7
<i>Vireo flavoviridis</i> , vireo verde-amarillo	11	9		20		108	132		240	260
Corvidae										
<i>Calocitta colliei</i> , urraca-hermosa cara negra	1	2		3		36	17	6	17	76
<i>Corvus corax</i> , cuervo común								1		1
Troglodytidae										
<i>Troglodytes aedon</i> , chivirín saltapared	3			3	6	1				1
<i>Pheugopedius felix</i> , chivirín feliz			1		1		1			1
<i>Thryophilus sinaloa</i> , chivirín sinaloense	2	1	4	9	16	1	18	53	4	76
Poliophtilidae										
<i>Poliophtila caerulea</i> , perlita azul gris				10	10				28	28
<i>Poliophtila nigriceps</i> , perlita sinaloense	4	4	3		11	12	5	3		20
Turdidae										
<i>Myadestes occidentalis</i> , clarín jilguero *										
<i>Turdus rufopalliatus</i> , mirlo dorso rufo	4	9	5		18		34	12		46
Mimidae										
<i>Melanotis caerulescens</i> , mulato azul *										
Parulidae										
<i>Mniotilta varia</i> , chipe trepador									1	1
<i>Oreothlypis celata</i> , chipe corona anaranjada	1			1	2	4			1	5
<i>Oreothlypis ruficapilla</i> , chipe de coronilla	2			4	6	15				15
<i>Geothlypis tolmiei</i> , chipe de Tolmie			2	1	3					
<i>Geothlypis trichas</i> , mascarita común	1				1	1				1
<i>Setophaga pitaiayumi</i> , parula tropical						1		1	2	4
<i>Setophaga petechia</i> , chipe amarillo	1			1	2					
<i>Setophaga nigrescens</i> , chipe negro gris	3			4	7	12		1	12	25
<i>Cardellina pusilla</i> , chipe corona negra	2			2	4	15	2	9	20	46
<i>Icteria virens</i> , buscabreña									1	1
Incertae Sedis										
<i>Saltator coerulescens</i> , picurero grisáceo	1			4	5	1	16	11	3	31
Emberizidae										
<i>Volatinia jacarina</i> , semillero brincador		2	10		12					
<i>Sporophila torqueola</i> , semillero de collar	2				2					
<i>Spizella passerina</i> , gorrión ceja blanca									1	1
<i>Chondestes grammacus</i> , gorrión arlequín		1		38	39					
<i>Amphispiza quinquestriata</i> , zacatonero cinco rayas *										
<i>Melospiza lincolni</i> , gorrión de lincoln	1			3	4					

Cardinalidae												
<i>Piranga flava</i> , tángara encinera									5	5	5	
<i>Piranga rubra</i> , tángara roja							7			7	7	
<i>Piranga ludoviciana</i> , tángara capucha roja							4			4	4	
<i>Piranga bidentata</i> , tángara dorso rayado							2	3		5	5	
<i>Pheucticus chrysopheplus</i> , picogordo amarillo	3				3			5	1	1	7	10
<i>Pheucticus melanocephalus</i> , picogordo tigrillo*												
<i>Cyanocompsa parellina</i> , colorín azul negro*												
<i>Passerina caerulea</i> , picogordo azul	1	24	3	7	35							35
<i>Passerina amoena</i> , colorín lázuli	2			6	8							8
<i>Passerina cyanea</i> , colorín azul*												
<i>Passerina versicolor</i> , colorín morado	70	23		39	132		2				2	134
<i>Passerina ciris</i> , colorín siete colores	1	3			4		1				1	5
Icteridae												
<i>Quiscalus mexicanus</i> , zanate mexicano*												
<i>Molothrus aeneus</i> , tordo ojo rojo		15	4		19		10	1			11	30
<i>Icterus pustulatus</i> , bolsero dorso rayado	10	2	3	6	21		21	29	9	7	66	87
<i>Icterus bullockii</i> , bolsero calandria							1				1	1
<i>Cassiculus melanicterus</i> , cacique mexicano	11			2	13		44	42	12	32	130	143
Fringillidae												
<i>Euphonia affinis</i> , eufonia garganta negra					3	3		1	3	4	8	11
Total general	188	209	148	235	780		392	527	447	337	1703	2483

Anexo 2. Coordenadas geográficas y tipos de vegetación de los puntos de conteo por cada tipo de hábitat.

Hábitat	Puntos de conteo	Coordenadas	
		Latitud N	Longitud W
STS	1	23.339850°	-105.934800°
STS	2	23.338517°	-105.934367°
STS	3	23.337633°	-105.934633°
STS	4	23.337000°	-105.935517°
STS	5	23.336417°	-105.936283°
STS	6	23.335633°	-105.936950°
STS	7	23.334750°	-105.937700°
STS	8	23.332583°	-105.937900°
STS	9	23.331683°	-105.938450°
STS	10	23.331450°	-105.939567°
STS	11	23.330383°	-105.939883°
STS	12	23.329550°	-105.940683°
STS	13	23.328467°	-105.940733°
STS	14	23.327500°	-105.940817°
STS	15	23.326150°	-105.940400°
STS	16	23.325367°	-105.940267°
Área de desmonte 1	1	23.323083°	-105.947133°
Área de desmonte 1	2	23.323817°	-105.947333°
Área de desmonte 1	3	23.324517°	-105.947150°
Área de desmonte 1	4	23.324317°	-105.947633°
Área de desmonte 1	5	23.323450°	-105.947783°
Área de desmonte 1	6	23.322717°	-105.946850°
Área de desmonte 1	7	23.321900°	-105.947267°
Área de desmonte 2	1	23.326017°	-105.942067°

Área de desmonte 2	2	23.325933°	-105.942583°
Área de desmonte 3	1	23.329333°	-105.943383°
Área de desmonte 4	1	23.330783°	-105.942833°
Área de desmonte 5	1	23.333667°	-105.937600°
Área de desmonte 5	2	23.333467°	-105.938733°
Área de desmonte 5	3	23.333667°	-105.939717°
Área de desmonte 5	4	23.333950°	-105.940717°
Área de desmonte 5	5	23.333200°	-105.940383°
Área de desmonte 5	6	23.332700°	-105.939633°
Área de desmonte 5	7	23.334600°	-105.939850°
Área de desmonte 5	8	23.334100°	-105.938167°
