



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

ECOLOGÍA

**Relación entre la estructura de la vegetación y la distribución de
Passeriformes migratorios en el noreste de la Península de Yucatán**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

BIÓL. IVÁN RESÉNDIZ CRUZ

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. LUIS ANTONIO SÁNCHEZ GONZÁLEZ
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

COMITÉ TUTOR: DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA, UNAM
DRA. KATHERINE RENTON
INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM

CIUDAD DE MÉXICO

FEBRERO, 2017



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
FACULTAD DE CIENCIAS
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO

OFICIO FCIE/DEP/088/2017

ASUNTO: Oficio de Jurado

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

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 5 de septiembre de 2016 se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** en el campo de conocimiento de **Ecología** del (la) alumno (a) **RESÉNDIZ CRUZ IVÁN** con número de cuenta **409072279** con la tesis titulada "**Relación entre la estructura de la vegetación y la distribución de Passeriformes migratorios en el noreste de la Península de Yucatán**", realizada bajo la dirección del (la) **DR. LUIS ANTONIO SÁNCHEZ GONZÁLEZ**:

Presidente: DR. JORGE ERNESTO SCHONDUBE FRIEDEWOLD
Vocal: DRA. ANGELINA RUIZ SÁNCHEZ
Secretario: DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
Suplente: DR. EDUARDO ALBERTO PÉREZ GARCÍA
Suplente: DRA. KATHERINE RENTON

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

A T E N T A M E N T E
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPÍRITU"
Ciudad Universitaria, Cd. Mx., a 31 de enero de 2017


DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
COORDINADORA DEL PROGRAMA



MCAA/MJFM/ASR/ipp

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) por brindarme los conocimientos y herramientas necesarios para obtener el grado de Maestro en Ciencias.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por otorgarme una beca para la realización de mis estudios de posgrado.

Al proyecto PAPIIT IA202813 "Divergencia evolutiva y conservación de poblaciones aisladas de aves en la Península de Yucatán, México" y al proyecto "Selección de hábitat en aves migratorias a través de la Península de Yucatán" del Programa de Investigación Conjunta Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) - University of Illinois at Urbana Champaign (UIUC), por el apoyo financiero y logístico para la realización del trabajo de campo.

A mi tutor de tesis, Dr. Luis Antonio Sánchez González, así como a los miembros de mi Comité Tutor: Dra. María del Coro Arizmendi Arriaga y Dra. Katherine Renton, por sus comentarios, observaciones y recomendaciones a mi trabajo de tesis, a lo largo de mis estudios de maestría.

AGRADECIMIENTOS A TÍTULO PERSONAL

En primer lugar, deseo agradecer a mi familia por su constante e incondicional apoyo en esta nueva etapa de mi vida y desarrollo profesional.

Agradezco al Dr. Luis Antonio Sánchez González por aceptar ser mi tutor de tesis, por sus enseñanzas, sus consejos y su amistad. ¡Gracias por todo Howell!

A los miembros de mi Comité Tutor: Dra. María del Coro Arizmendi Arriaga y Dra. Katherine Renton, y a los miembros de mi jurado: Dra. Angelina Ruiz Sánchez y Dr. Eduardo Alberto Pérez García, por sus comentarios, observaciones y recomendaciones, que mejoraron mi trabajo de tesis.

Al Biól. Yuri Ian Macías López por su apoyo durante toda la jornada de trabajo de campo. Al Dr. Michael Ward, Dra. Jill Deppe, M. en C. Antonio Celis Murillo y Biól. Lynn Schofield por su ayuda en la primera etapa del proyecto. A Mario Alejandro Marín Ucan y al Biól. Jonathan Nochebuena Jaramillo por su apoyo en la captura e identificación de aves en el Parque Nacional Isla Contoy. Asimismo, al Biól. Raúl Caballero Jiménez y al Biól. Héctor Cayetano Rosas por su ayuda en la medición de las variables de la estructura de la vegetación.

A las autoridades y personal del Parque Nacional Isla Contoy, así como a B.Sc. Catalina Galindo de Prince, Directora Ejecutiva de Amigos de Isla Contoy A.C., por las facilidades proporcionadas (hospedaje, transporte y asistencia técnica) para realizar el trabajo de campo en este sitio de gran belleza natural.

Al Biól. Marco Lazcano, Director General de la Reserva Ecológica El Edén A.C., y a María Esther Martínez, por permitir llevar a cabo trabajo de campo y ofrecer las facilidades para hacer grata nuestra estancia en esta extraordinaria reserva.

Gracias a todos.

CONTENIDO

RESUMEN.....	1
ABSTRACT	3
I. INTRODUCCIÓN	4
II. OBJETIVOS.....	8
III. ANTECEDENTES.....	9
<i>Importancia de la estructura de la vegetación en las comunidades de aves.....</i>	9
<i>Estudios de la relación entre la estructura de la vegetación y las comunidades</i> <i>de aves en el Neártico.....</i>	10
<i>Estudios de la relación entre la estructura de la vegetación y las comunidades</i> <i>de aves migratorias en el Neotrópico.....</i>	10
IV. MÉTODO.....	12
<i>Área de estudio</i>	12
<i>Tipos de vegetación</i>	12
<i>Comunidad de Passeriformes migratorios</i>	15
<i>Estructura de la vegetación</i>	16
<i>Análisis de datos</i>	16
V. RESULTADOS	19
<i>Comunidad de Passeriformes migratorios</i>	19
<i>Patrones de distribución de Passeriformes migratorios por tipo de vegetación</i>	20
A. Riqueza.....	20
B. Tasa de captura.....	25
<i>Estructura de la vegetación</i>	26
<i>El papel de la estructura de la vegetación en la distribución de Passeriformes</i> <i>migratorios</i>	29

A. Nivel comunidad.....	29
B. Nivel especie.....	31
VI. DISCUSIÓN	34
<i>Limitaciones del uso de redes de niebla para estimar la riqueza y abundancia de aves.....</i>	34
<i>Patrones generales de distribución de Passeriformes migratorios.....</i>	35
<i>El papel de la estructura de la vegetación en la distribución de Passeriformes</i> <i>migratorios.....</i>	38
<i>Una explicación histórica probable a los patrones de distribución de Passeriformes</i> <i>migratorios en el noreste de la Península de Yucatán.....</i>	42
VII. CONCLUSIONES.....	45
LITERATURA CITADA.....	47
ANEXO 1	58

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación del área de estudio	12
Figura 2. Tipos de vegetación presentes en el área de estudio.....	14
Figura 3. Patrones de distribución de riqueza de Passeriformes migratorios por vegetación	20
Figura 4. Número de tipos de vegetación utilizados por los Passeriformes migratorios	22
Figura 5. Patrones de distribución de tasa de captura de Passeriformes migratorios	25
Figura 6. Perfiles fisonómicos de los tipos de vegetación	27
Figura 7. Correlación entre variables estructurales y la riqueza de Passeriformes migratorios...	30
Figura 8. Distribución de tasas de captura de las especies más abundantes	33

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Distribución taxonómica de la riqueza de Passeriformes migratorios	19
Cuadro 2. Valores promedio de riqueza y tasa de captura de Passeriformes migratorios	21
Cuadro 3. Patrones de distribución de Passeriformes migratorios en otros sitios neotropicales.	24
Cuadro 4. Valores promedio de las variables de la estructura de la vegetación	28
Cuadro 5. Variables estructurales determinantes de la riqueza de Passeriformes migratorios....	29
Cuadro 6. Variables estructurales determinantes de la tasa de captura de Passeriformes	29
Cuadro 7. Resultados de los GLM aplicados a nivel de especie	32

RESUMEN

Los factores ecológicos que definen los patrones de distribución de las aves migratorias en el Neotrópico aún son pobremente conocidos. Aunque se ha propuesto a la competencia entre especies residentes y migratorias, la distribución y abundancia de alimento y el clima como factores determinantes, su explicación es limitada. En cambio, el papel de la estructura de la vegetación ha sido poco explorado. En este trabajo, se determinó la relación que existe entre la estructura de la vegetación y los patrones de distribución de Passeriformes migratorios en el noreste de la Península de Yucatán, una región importante para este grupo de especies. Para conocer la composición de especies y la tasa de captura de individuos, durante el periodo de migración de otoño de 2014, se capturaron Passeriformes migratorios en cinco tipos de vegetación de la región (dunas costeras, manglar, sabana inundable, selva mediana subperennifolia conservada y selva mediana subperennifolia perturbada), los cuales fueron caracterizados por medio de la medición de diferentes variables estructurales. Se aplicó un modelo lineal generalizado y un análisis de correlación para conocer las variables de la estructura de la vegetación que explicaron la riqueza de especies y la tasa de captura de individuos en esta región de la Península de Yucatán.

Las dunas costeras y el manglar concentraron la mayor cantidad de especies e individuos, mientras que los valores más bajos fueron registrados en la selva perturbada y en la selva conservada. Ninguna de las variables de la vegetación explicó la tasa de captura de individuos, pero en el caso de la riqueza fueron la diversidad de estratos foliares, la cobertura de dosel y la altura promedio de la vegetación, variables que a su vez mostraron una fuerte correlación negativa con el número de especies de Passeriformes migratorios. A nivel de especie, se observó una gran variabilidad en el efecto de las diferentes variables de la estructura de la vegetación sobre su distribución. Este patrón ha sido reportado para otros sitios neotropicales; no obstante, las explicaciones ecológicas generales para dicha tendencia no se han determinado en su totalidad. Es probable que este fenómeno sea el reflejo de un proceso histórico, a saber, que desde hace mucho tiempo las aves migratorias han utilizado la vegetación de la franja costera de la Península de Yucatán, al ser la primera línea de tierra disponible luego de cruzar el Golfo de México y que es constantemente afectada por los huracanes. La vegetación costera muestra una

elevada tasa de recuperación ante estos fenómenos meteorológicos en comparación con las selvas tropicales del interior, razón por la cual puede ser aprovechada por las aves que arriban del Neártico. Para adquirir un mejor conocimiento sobre la ecología de la selección de hábitat por las aves migratorias, se sugiere la realización de trabajos a nivel específico, considerando otros aspectos como la composición florística. Sólo de esta forma se garantizará el éxito de los planes de conservación de este grupo particular de especies, en sus sitios de reproducción y de residencia invernal.

ABSTRACT

Ecological factors defining the distributional patterns of migratory birds in the Neotropics are still poorly known. Although competition between resident and migratory species, distribution and abundance of food and climate have been proposed as determinants, their explanation remains limited. Instead, the role of the vegetation structure has been little explored. I assessed relationship between vegetation structure and distribution patterns of migratory Passeriformes in the northeast of the Yucatan Peninsula, an important region for this group of species. To determine species composition and capture rate of individuals, migratory Passeriformes were captured during the autumn migration in 2014, in five types of vegetation in the region (coastal dunes, mangrove, flooded savanna, disturbed and primary forest), all of which were characterized by measuring different structural variables. A generalized linear model and a correlation analysis were applied to understand how the structural variables of vegetation explained species richness and capture rate of individuals in this region of the Yucatan Peninsula.

Coastal dunes and mangrove concentrated the largest number of both species and individuals, while the lowest values were recorded in disturbed and primary forests. None of the vegetation variables explained the capture rate of individuals, but the foliar height diversity, the canopy cover and vegetation average height explained species richness, which in turn showed a strong negative correlation with the number of species of migratory Passeriformes. At the species level, a great variability in the effect of the different characteristics of the vegetation structure on distribution was observed. This pattern has been reported for other Neotropical sites; however, ecological explanations for this trend are not fully determined. It is likely that this phenomenon mirrors a historical process, namely, that migratory birds have taken advantage of the vegetation of the coastal strip of the peninsula because it is the first line of available land after crossing the Gulf of Mexico, and is constantly affected by hurricanes. The coastal vegetation shows a higher recovery rate of these weather events compared to the interior tropical forests, and that is why it is used by birds arriving from the Nearctic. To have a better understanding of the ecology of habitat selection by migratory birds, further research considering other aspects such as the floristic composition, is suggested. Only in this way the success of conservation plans for this particular group of species in their breeding and wintering sites will be guaranteed.

I. INTRODUCCIÓN

La descripción de los patrones de uso de hábitat y distribución de las especies, así como la identificación de los factores que los definen, son temas centrales en ecología. Entre dichos factores explicativos, la estructura de la vegetación ha tenido un papel relevante, ya que define la asociación de las especies con su hábitat al relacionarse con recursos críticos como el alimento, los sitios para la anidación y la protección ante los depredadores, y con la forma en que las especies los aprovechan (Hildén 1965, Block y Brennan 1993, Wiens 1989, Skowno y Bond 2003, Powell y Steidl 2015). En particular para las comunidades de aves, la estructura de la vegetación se considera una de las causas principales que determinan la riqueza, abundancia y distribución de las especies a nivel local (Hutto 1985, Cueto y López de Casenave 1999), regional (Böhning-Gaese 1997, Cueto y López de Casenave 1999) y macrogeográfico (Cueto y López de Casenave 1999).

Una gran cantidad de estudios sobre las comunidades de aves en el Neártico ha demostrado una fuerte relación entre la estructura de la vegetación y la riqueza de especies (e.g., MacArthur y MacArthur 1961, MacArthur 1964, MacArthur et al. 1962, 1966; Karr y Roth 1971, Willson 1974, Rotenberry y Wiens 1980, James y Warner 1982, Lynch y Whigham 1984, Schawab et al. 2006, Powell y Steidl 2015). Conforme incrementa la complejidad del hábitat aumenta también el número de nichos, al menos en términos físicos, lo que permite la coexistencia de un gran número de especies (MacArthur y MacArthur 1961, MacArthur 1964, Tramer 1969, Stirnemann et al. 2015). En estos trabajos, diferentes variables de la estructura de la vegetación se han correlacionado positivamente con la riqueza y abundancia de aves: la altura de la vegetación (Cody 1968, James 1971, James y Wamer 1982), el número de árboles (Whitmore 1975), la cobertura de dosel (James 1971, Karr y Roth 1971, Whitmore 1975), la cobertura de suelo (Whitmore 1975), la densidad de árboles y arbustos (Powell y Steidl 2015) y principalmente la diversidad de estratos foliares (MacArthur y MacArthur 1961, Recher 1969, Karr y Roth 1971, Willson 1974, Rotenberry y Wiens 1980, Erdelen 1984), una medida que ha sido ampliamente aplicada y que ha demostrado ser efectiva en la predicción de la riqueza de aves en diferentes ambientes templados (MacArthur y MacArthur 1961, MacArthur 1964, MacArthur et al. 1962, 1966; Cody 1981).

Alrededor de 350 especies de aves migratorias neártico-neotropicales (aquellas que tienen sus áreas de reproducción desde el norte de México hasta Estados Unidos y Canadá) migran cada año hacia México, el Caribe, Centro y Sudamérica para pasar el invierno, en muchos casos permaneciendo de seis a siete meses en estos lugares (Rappole 1995). En diversos puntos del Neotrópico mexicano, las aves migratorias (Passeriformes y no Passeriformes) llegan a representar del 35 hasta el 70 % de las especies y del 20 hasta el 80 % de los individuos observados (Tramer 1974, Hutto 1980, Estrada et al. 2000). A pesar de su importancia en las comunidades avifaunísticas neotropicales, son limitados los estudios ecológicos de estas especies en sus sitios de invierno y es precario el conocimiento acerca de los mecanismos que subyacen en su distribución en estas regiones (Tramer 1974, Martin 1985, Sherry y Holmes 1995, Stotz et al. 1996, Deppe y Rotenberry 2008). La falta de trabajos sobre este grupo de aves en el Neotrópico puede deberse, en parte, a que el estudio de la asociación de las aves migratorias con su hábitat es más complejo, al existir variaciones en sus requerimientos fisiológicos y ecológicos a lo largo del año (Deppe y Rotenberry 2008).

Aunque se ha propuesto a la competencia interespecífica (Willis 1966, Leck 1976a, b; Cody 1974, Emlen 1973), la distribución y abundancia de recursos alimenticios (Hutto 1980) y el clima (Hutto 1985, Somveille et al. 2015) como las principales explicaciones de la distribución invernal de las aves migratorias, lo cierto es que su alcance es limitado y no exhiben un patrón general. Por otro lado, el papel que puede tener la estructura de la vegetación sobre las comunidades de aves migratorias en el Neotrópico no se ha explorado de forma intensiva (Askins et al. 1992, Blake y Loiselle 1992, Greenberg 1992, Petit et al. 1992), a pesar que se ha propuesto que las aves migratorias utilizan la estructura de la vegetación para efectuar una rápida evaluación de la calidad de los hábitats al llegar a sus sitios neotropicales de invierno (Deppe y Rotenberry 2008).

Las comunidades de aves migratorias de la Península de Yucatán (estados de Campeche, Yucatán y Quintana Roo en México, y norte de Guatemala y Belice) son relativamente bien conocidas en comparación con la de otros sitios en México y el Neotrópico. La Península de Yucatán y sus islas periféricas son centros fundamentales para las aves migratorias, pues ofrecen sitios para su alimentación, descanso y protección (Tramer 1974, Lynch 1989, Greenberg 1992, MacKinnon y Acosta 2003, Deppe y Rotenberry 2005, 2008). En esta región se han registrado cerca de 94 especies de Passeriformes migratorios, en su mayoría parúlidos y tiránidos (Lepage

2016). Gran parte de estas especies se reproducen en el este de Estados Unidos y Canadá y cruzan el Golfo de México durante su migración otoñal hacia el sur (migración trans-Golfo), estableciéndose en la región durante todo el invierno, ocupando hábitats tanto terrestres como acuáticos (Stotz et al. 1996), o únicamente por breves periodos en su viaje hacia Centro y Sudamérica (Deppe y Rotenberry 2005, 2008).

Diversos trabajos sobre las comunidades de aves migratorias neártico-neotropicales se han llevado a cabo en la Península de Yucatán. Por ejemplo, Tramer (1974) estudió la riqueza y abundancia de especies migratorias en sitios con diferente grado de perturbación en el centro del estado de Yucatán. Lynch (1989, 1992) describió los patrones de riqueza y composición de la comunidad de aves migratorias en diferentes tipos de vegetación a través de esa península. López-Ornat y Greenberg (1990) estudiaron los patrones de segregación sexual en la migración de parúlidos en Quintana Roo. López-Ornat y Lynch (1990) se enfocaron en la descripción de la comunidad de aves migratorias en la vegetación de dunas costeras a lo largo de la península. Lynch (1991) evaluó los efectos del huracán Gilberto en la riqueza y abundancia de aves migratorias en la costa este de Quintana Roo. Por su parte, Kricher y Davis (1992) y Petit et al. (1992) estudiaron los patrones de distribución de riqueza de aves migratorias en hábitats perturbados y no perturbados en Belice, mientras que Greenberg (1992) determinó la relación entre algunas variables de la vegetación y la riqueza y abundancia de migratorias en la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an, Quintana Roo.

Trabajos más recientes son el de Smith et al. (2001), quienes estudiaron la distribución de aves migratorias en selvas con diferente estado sucesional en Calakmul, Campeche. Deppe y Rotenberry (2005) determinaron los patrones temporales en la migración de otoño de Passeriformes migratorios en el norte de Yucatán. Finalmente, Deppe y Rotenberry (2008) llevaron a cabo un análisis de la asociación entre la estructura de la vegetación y la composición florística sobre las especies de Passeriformes migratorios más abundantes, en diferentes tipos de vegetación en la costa norte de Yucatán.

La mayoría de los estudios arriba citados son descriptivos y no evaluaron ni consideraron la estructura de la vegetación como un factor que pudiera explicar los patrones de distribución de las aves migratorias entre los diferentes tipos de vegetación. Sin embargo, los trabajos de Greenberg (1992) y Deppe y Rotenberry (2008) son notables excepciones, al incluir la medición

de variables de la estructura de la vegetación y su posterior relación con la riqueza de especies. En el presente trabajo se estudió la asociación entre algunas variables de la estructura de distintos tipos de vegetación y los patrones de distribución de los Passeriformes migratorios (a nivel de comunidad y de especie) en el noreste de la Península de Yucatán.

El estudio de las comunidades de aves migratorias en el Neotrópico ha generado un interés creciente en las últimas décadas, debido a que la reducción a gran escala de la cobertura vegetal que ocurre en los trópicos ha sido considerada una causa importante de la declinación poblacional de estas especies (Robbins et al. 1989, Askins et al. 1990, Finch 1991, Keller y Yahner 2004). La Península de Yucatán no es la excepción, ya que ha experimentado un cambio alarmante en el uso de suelo como consecuencia de la explotación de recursos madereros, la extensión de las actividades agropecuarias y el turismo (Sánchez y Rebollar 1999). De esta forma, el estudio de las relaciones entre la estructura de la vegetación y la distribución de Passeriformes migratorios en el noreste de la Península de Yucatán es prioritario para identificar la importancia de la región en el ciclo anual de este grupo y para generar estrategias efectivas para su conservación.

II. OBJETIVOS

General. Identificar la relación entre la estructura de la vegetación y la distribución de Passeriformes migratorios en el noreste de la Península de Yucatán.

Particulares.

- Describir la estructura y composición de la comunidad de Passeriformes migratorios.
- Caracterizar la estructura de cinco tipos de vegetación presentes en el sitio de estudio.
- Identificar la asociación entre las variables estructurales de la vegetación y la distribución de la comunidad de Passeriformes migratorios.
- Determinar la asociación entre las variables estructurales de la vegetación y la distribución de las especies de Passeriformes migratorios más abundantes en la región.

III. ANTECEDENTES

Importancia de la estructura de la vegetación en las comunidades de aves

La vegetación es un aspecto intrínseco del hábitat de la mayoría de las especies de aves (Rousseau et al. 2015), por lo tanto, su estructura, complejidad y arreglo vertical son factores primarios que definen las comunidades avifaunísticas (Willson 1974, Cody 1981, Wiens 1989, Rotenberry et al. 1995, Skowno y Bond 2003). En este contexto, la estructura de la vegetación puede modificar la distribución de recursos como el alimento y los sitios de anidación, el nivel de competencia por dichos recursos, las tasas de depredación (Hildén 1965, Block y Brennan 1993, Rousseau et al. 2015) y puede moderar el efecto de eventos catastróficos sobre las comunidades de aves (Barton et al. 2014).

Durante las actividades de forrajeo, la estructura de la vegetación puede determinar tanto la disponibilidad de alimento como su detectabilidad (Milesi et al. 2008, Azpiroz y Blake 2015). También ofrece información clave para la ubicación y selección de sitios potenciales para anidar e influye en el microclima y la termorregulación dentro del nido (Hoekman et al. 2002, Davis 2005). Además, la estructura de la vegetación modifica el riesgo de depredación de los individuos y sus nidos (Lima 1993, Whittingham et al. 2006).

La relación entre la estructura de la vegetación y la comunidad de aves se ha evaluado ampliamente en diversos ecosistemas naturales alrededor del mundo (e.g., Wen et al. 2002, Skowno y Bond 2003, Deppe y Rotenberry 2008, Jankowski et al. 2013), pero también en ambientes urbanos (e.g., Donnelly y Marzluff 2006, Rousseau et al. 2015) y agroecosistemas (e.g., Raman 2006, Muhamad et al. 2013). En general, la riqueza de especies es más grande en sitios donde la vegetación posee una estructura más compleja, es decir, en los que la altura de la vegetación, el área basal o el número de árboles y arbustos es mayor. Con el incremento de la complejidad en la estructura de la vegetación, aumenta a su vez la cantidad de nichos y recursos explotables, facilitando la coexistencia de un mayor número de especies a nivel local (MacArthur y MacArthur 1961, MacArthur 1964, Tramer 1969, Stirnemann et al. 2015).

Estudios de la relación entre la estructura de la vegetación y las comunidades de aves en el Neártico

Existe una gran cantidad de trabajos sobre la relación entre la estructura de la vegetación y las comunidades de aves de la región Neártica. Entre los primeros estudios que abordaron este tópico destacan los realizados por MacArthur y MacArthur (1961), MacArthur (1964) y MacArthur et al. (1962, 1966) en las regiones templadas norteamericanas. Un concepto central que resalta en estas publicaciones, y en muchas posteriores, es el de “diversidad de estratos foliares” (DEF), una medida que refleja la distribución de la cobertura vegetal en un plano vertical. En estos estudios se encontró una correlación positiva entre la riqueza de especies de aves y la DEF, de tal suerte que entre mayor es la complejidad vertical de la vegetación, más grande es el número de especies que la habitan. Por esta razón, la DEF es una medida efectiva para predecir la riqueza de especies de aves en diferentes hábitats templados de Norteamérica (e.g., Recher 1969, Karr y Roth 1971, Willson 1974, Roth 1976, Rotenberry y Wiens 1980, Erdelen 1984).

El papel que juegan otras variables de la estructura de la vegetación sobre las comunidades de aves en sus sitios de reproducción también ha sido demostrado. La altura de la vegetación fue positivamente correlacionada con la diversidad de especies de aves en algunos pastizales (Cody 1968) y bosques templados de Norteamérica (James 1971, James y Wamer 1982). La cobertura de dosel es una variable correlacionada de forma directa con la riqueza de especies de las comunidades de los bosques neárticos (James 1971, Karr y Roth 1971). A su vez, el trabajo de Whitmore (1975) indica que el número de árboles, la cobertura de dosel y la cobertura de suelo son variables relacionadas positivamente con la riqueza de especies en los hábitats áridos de Utah, Estados Unidos. Finalmente, la densidad de arbustos en el sotobosque y la densidad de árboles mostraron una correlación positiva con la riqueza de especies en la vegetación riparia de Arizona, Estados Unidos (Powell y Steidl 2015).

Estudios de la relación entre la estructura de la vegetación y las comunidades de aves migratorias en el Neotrópico

La estructura de la vegetación como un factor explicativo de los patrones de distribución de las aves migratorias en el Neotrópico se ha evaluado escasamente. Askins et al. (1992) determinaron el efecto de la estructura de diferentes tipos de vegetación nativa y urbana en la distribución de

aves migratorias en las Islas Vírgenes de Estados Unidos, encontrando una correlación positiva entre la riqueza de especies y la cobertura y altura de la vegetación. Para el centro de la Península de Yucatán, Greenberg (1992) reportó hallazgos similares, al registrar un mayor número de especies en las selvas conservadas (caracterizados por poseer una mayor altura y cobertura de dosel) que en la vegetación secundaria y los acahuales (con menor altura y cobertura de dosel). A su vez, Estrada et al. (2000) encontraron que los remanentes de bosque tropical y las cercas vivas de la región de Los Tuxtlas, Veracruz, México, son importantes para las aves migratorias, debido a que al contar con una mayor cobertura de dosel que los potreros que los rodean, poseen una gran riqueza y abundancia de éstas especies.

Por otra parte, Petit et al. (1992), en su trabajo con aves migratorias en Belice, reportaron un patrón inverso al encontrado por Askins et al. (1992), Greenberg (1992) y Estrada (2000), pues registraron una mayor riqueza y abundancia de individuos en los sitios con vegetación perturbada en contraste con las áreas con vegetación conservada. Resultados similares fueron obtenidos por Blake y Loiselle (1992) en Costa Rica, donde la riqueza y abundancia de aves migratorias fue más elevada en las selvas secundarias jóvenes (con una baja cobertura de dosel y área basal) que en las selvas maduras.

También se han realizado algunos trabajos a nivel específico. Deppe y Rotenberry (2008) identificaron el papel de la estructura de la vegetación y la composición florística sobre la distribución de 16 especies de Passeriformes migratorios en la costa norte de Yucatán, concluyendo que el efecto de cada uno de los factores es diferencial para cada especie y que, además, es dependiente de la escala geográfica a la que se evalúa. Por otra parte, Ruiz-Sánchez et al. (2016) encontraron que la densidad de individuos del Chipe Gorra Negra (*Cardellina pusilla*) en los bosques de niebla del centro de Veracruz, México, es mayor en los conservados que en los perturbados. Los bosques conservados (que poseen una mayor altura y cantidad de árboles y arbustos que los perturbados) son hábitats de mejor calidad, ya que pueden contener una mayor cantidad de recursos alimenticios y poseer una complejidad estructural capaz de albergar un mayor número de individuos, comparados con los bosques perturbados.

IV. MÉTODO

Área de estudio. El estudio se realizó en dos sitios del noreste de la Península de Yucatán: el Parque Nacional Isla Contoy (PNIC) y la Reserva Ecológica El Edén (REEE) (Figura 1). Ambos sitios se eligieron de tal forma que representaran la mayoría de tipos de vegetación presentes en la región. El PNIC es una isla de 238 ha de extensión ($21^{\circ} 27' 40''$ N, $86^{\circ} 46' 40''$ W) separada de la costa por 12.8 km, perteneciente al municipio de Isla Mujeres, Quintana Roo (INE 1997). En este lugar se trabajó en dos tipos de vegetación: vegetación de dunas costeras y manglar. La REEE es una reserva privada de 1540 ha localizada en el municipio de Lázaro Cárdenas, Quintana Roo ($21^{\circ} 13' N$, $87^{\circ} 11' W$), que limita al norte con el Área de Protección de Flora y Fauna Yum Balam (REEE 2010). En la REEE existen tres tipos de vegetación: sabana inundable, selva mediana subperennifolia conservada y selva mediana subperennifolia perturbada.

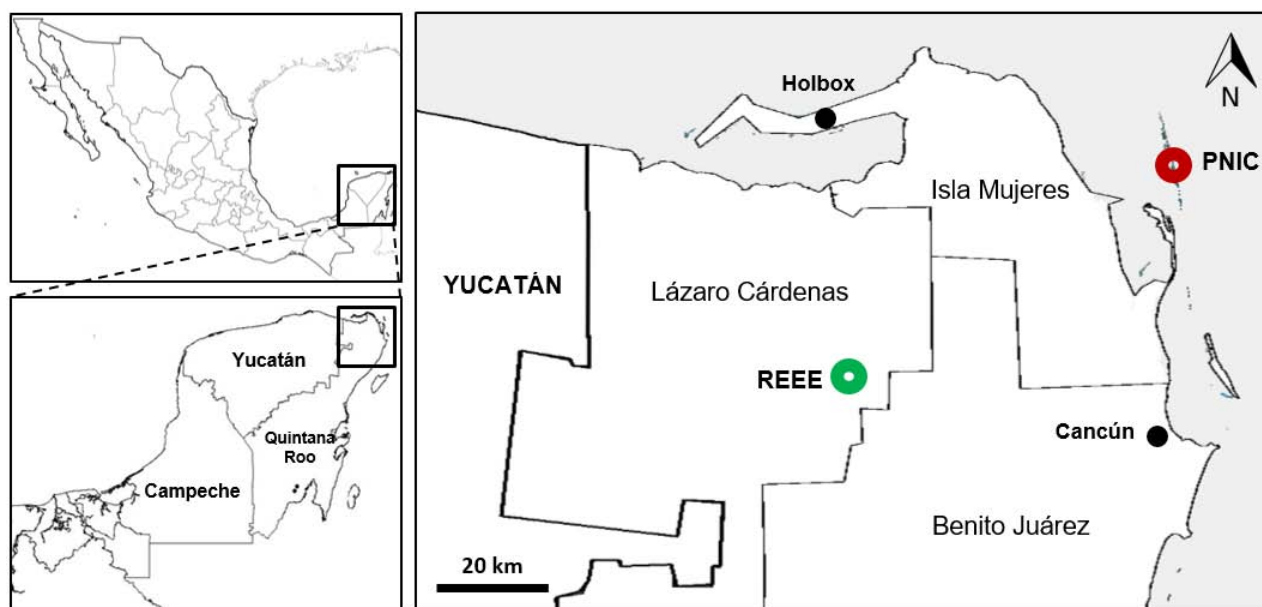


Figura 1. Ubicación del área de estudio. Se indica la localización de la Reserva Ecológica El Edén en la parte continental (círculo verde) y del Parque Nacional Isla Contoy (círculo rojo).

Tipos de vegetación. En la Península de Yucatán existe una gran diversidad de tipos de vegetación. Al poseer un clima cálido húmedo y un gradiente de aumento de sequedad en dirección sureste-noroeste, la vegetación predominante son las selvas tropicales caducifolias,

subperennifolias y perennifolias, aunque también presenta vegetación asociada a sistemas acuáticos y costeros (Rzedowski 2006). A continuación se describen los cinco tipos de vegetación considerados en el presente estudio.

Vegetación de dunas costeras. Es una comunidad vegetal que forma un matorral que rara vez excede los 2 m de altura. Se desarrolla en suelos arenosos dentro del PNIC, sobre todo en la parte oeste de la isla. Las especies dominantes son *Suriana maritima*, *Coccoloba uvifera*, *Bumelia retusa* y *Pithecellobium keyense* (Flores 1992, Figura 2A).

Manglar. Este tipo de vegetación tiene una altura promedio de 6 m. Es el tipo de vegetación más extendido en el PNIC. Se compone por cuatro especies de mangle: *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus*. En sus límites también se encuentran otras especies de plantas tropicales no dominantes, como *Bursera simaruba*, *Metopium brownei* y *Cordia sebestena* (Flores 1992, Figura 2B).

Sabana inundable. Es una comunidad vegetal con elementos arbóreos y arbustivos dispersos, de 4 a 12 m de altura. Dentro de la REEE, se desarrolla en depresiones con suelo profundo que se inundan estacionalmente. Es relativamente rica en plantas epífitas y trepadoras. La especie dominante es *Haematoxylon campechianum* en asociación con otros elementos arbóreos como *Bucida buceras*, *Hyperbaena winzerlingii* y *Metopium brownei* (Miranda 1958, Figura 2C).

Selva mediana subperennifolia conservada. Este tipo de selva llega a alcanzar una altura de hasta 30 m, desarrollándose en suelos bien drenados, poco profundos y de naturaleza calcárea dentro de la REEE. Alrededor del 25 al 50% de las especies pierden sus hojas en la estación seca (noviembre-abril). La especie dominante es *Manilkara zapota* y está asociada a otros árboles no dominantes como *Brosimum alicastrum*, *Talisia olivaeformis*, *Swietenia macrophylla*, *Bucida buceras*, *Swietenia macrophylla*, *Bursera simaruba*, *Metopium brownei* y *Caesalpinia gaumeri* (Miranda 1958, UADY 1999, Figura 2D). En lo sucesivo, este tipo de vegetación se referirá como “selva conservada”.

Selva mediana subperennifolia perturbada. Es una asociación vegetal dominada por árboles de entre 15 y 25 m de altura y una gran concentración de árboles jóvenes y arbustos en el sotobosque. Las especies dominantes son *Brosimum alicastrum*, *Bursera simaruba*, *Cesalpinia*

gaumeri, *Gymnopodium floribundum* y *Metopium brownei* (Miranda 1958, UADY 1999, Figura 2E). En adelante se indicará como “selva perturbada”.

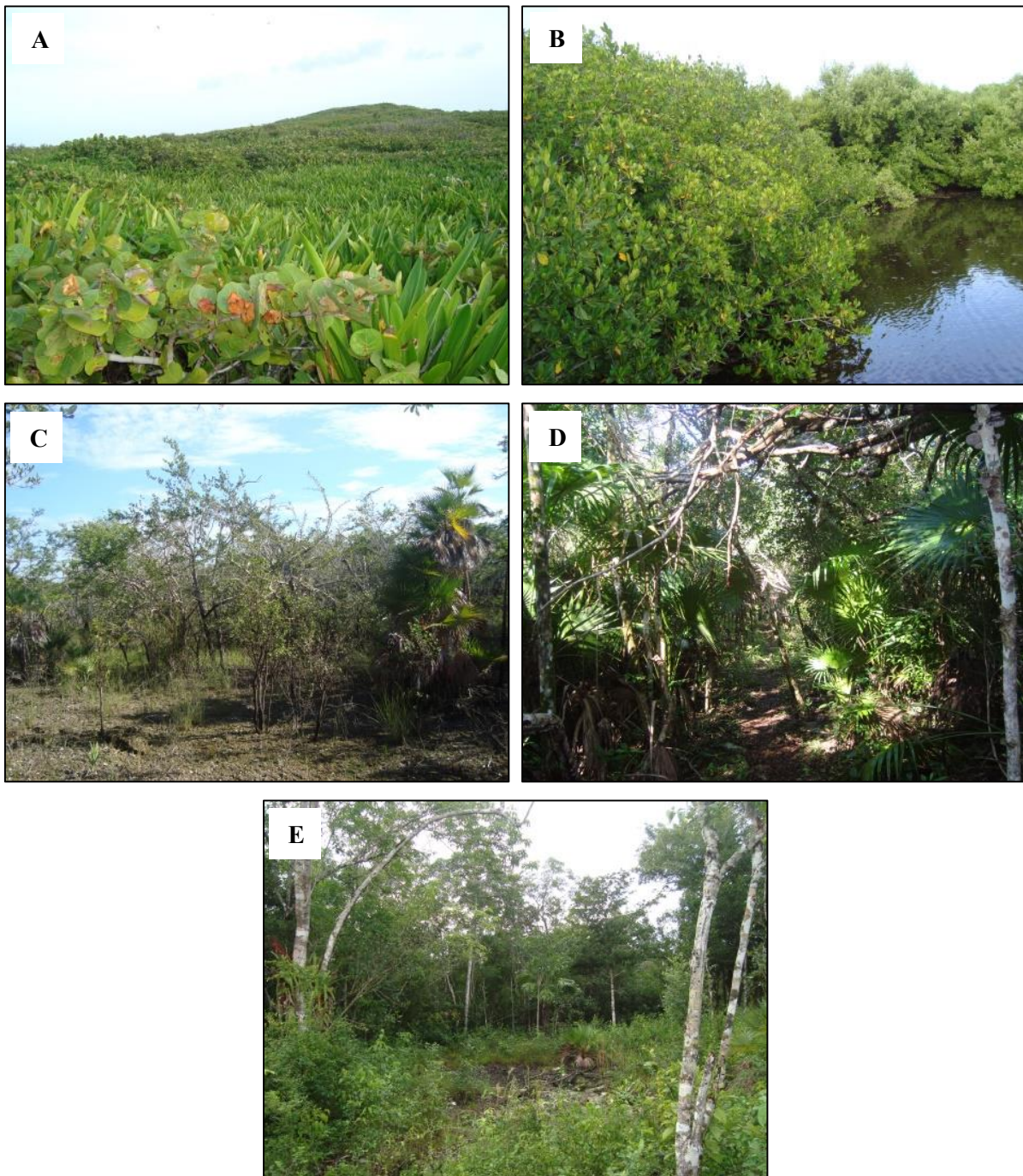


Figura 2. Tipos de vegetación presentes en el área de estudio. **A.** Vegetación de dunas costeras, **B.** Manglar, **C.** Sabana inundable, **D.** Selva mediana subperennifolia conservada (selva conservada), **E.** Selva mediana subperennifolia perturbada (selva perturbada).

Comunidad de Passeriformes migratorios. Durante la temporada de migración de otoño del año 2014 (1 de septiembre a 6 de noviembre), se colocaron 22 redes de niebla (12 m de longitud × 2.5 m de altura, 30 mm de luz de malla), distribuidas entre los cinco tipos de vegetación, con la finalidad de conocer la composición de la comunidad y la tasa de captura de los Passeriformes migratorios.

Las redes de niebla han sido el método principal para estudiar las comunidades de aves migratorias en América (Karr 1981, Rappole 1995) y en particular en la Península de Yucatán (Lynch 1989, Kricher y Davis 1992, Petit et al. 1992, Deppe y Rotenberry 2005, 2008). Se ha demostrado que las redes de niebla ofrecen resultados similares en términos de riqueza, abundancia y composición de aves migratorias con respecto a los puntos de conteo en trabajos previos en la Península de Yucatán (Lynch 1989, 1992; Petit et al. 1992).

Las redes de niebla se colocaron a una distancia de 300 metros entre sí. Se abrieron 15 minutos antes del amanecer (generalmente 05:45 h) y hasta las 10:00 h, cubriendo el horario de mayor actividad de las aves (Ralph et al. 1996). Se revisaron cada 20 minutos para evitar la muerte de los individuos por estrés o insolación. Todos los individuos capturados fueron liberados. Las redes no se abrieron cuando las condiciones atmosféricas fueron desfavorables (viento fuerte, lluvia o radiación excesiva).

El esfuerzo de muestreo entre los tipos de vegetación fue diferencial. Dadas las facilidades técnicas ofrecidas por el PNIC, en las dunas costeras y el manglar fue posible trabajar durante la temporada de migración de forma ininterrumpida (62 días), donde se instalaron cinco redes por tipo de vegetación, acumulando un esfuerzo de 935 horas-red para cada uno de estos hábitats. En cambio, por razones logísticas que impidieron visitar la REEE de forma continua, en la sabana inundable, la selva perturbada y la selva conservada, se colocaron cuatro redes durante 10 días al mes, obteniendo un esfuerzo de 135 horas-red en 20 días de trabajo de campo en cada uno de estos tipos de vegetación.

En el presente estudio se consideraron las especies del orden Passeriformes que utilizan la Península de Yucatán como sitio para pasar todo el invierno (residentes de invierno) o sólo cortos periodos durante su migración hacia Centro y Sudamérica (transitorias) (Howell y Webb 1995, Deppe y Rotenberry 2005, 2008; MacKinnon et al. 2011, Lepage 2016).

Estructura de la vegetación. Al final de la temporada de migración de otoño, se midieron las variables de la estructura de los diferentes tipos de vegetación. Las características visualmente conspicuas de la vegetación (e.g., altura, cobertura de dosel y arreglo vertical) se consideran suficientes para describir el hábitat de la mayoría de las especies de aves (Schwab et al. 2006). En cada sitio donde se instalaron redes, se trazó un cuadro de 10×10 m. Dentro de cada uno de ellos se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP, 1.3 m de altura al suelo) de todos los árboles y arbustos con un DAP \geq 2.5 cm (James y Shugart 1970). Para calcular la cobertura herbácea y arbustiva del suelo, se empleó el método de línea de intercepción de Canfield (Canfield 1941), montando dos líneas paralelas de 10 m de longitud con 5 m de separación, en las que se registró la cobertura lineal de cada individuo (i.e., proyección horizontal de las partes aéreas sobre el suelo). La cobertura del dosel se estimó de forma visual en cinco puntos dentro del cuadro (en los cuatro puntos cardinales –norte, sur, este y oeste- y el centro) y se le asignó un valor en porcentaje (Mostacedo y Fredericksen 2000).

En los mismos puntos en los que se calculó la cobertura del dosel, se aplicó el método de punto de intercepción para determinar la estructura vertical de la vegetación (Matteucci y Colma 1982, Mostacedo y Fredericksen 2000), utilizando un tubo de PVC (2.4 cm de diámetro) de 9 m de altura, graduado en decímetros. Se registró el número de contactos entre el follaje y el tubo graduado para cada intervalo de altura. Para el caso de la selva conservada y perturbada en la que la altura de la vegetación superó los 9 m, los contactos mayores a ese límite se estimaron de forma visual. El tubo de PVC fue útil también para medir la altura de la vegetación en cada punto. Finalmente, se midió la altura de la planta más alta dentro de cada cuadro utilizando el tubo graduado, o un clisímetro en caso de que fuera mayor a 9 m.

Análisis de datos. Se elaboró un cuadro para comparar los valores netos de riqueza de Passeriformes migratorios en los diferentes tipos de vegetación de este estudio con los reportados en trabajos previos en la Península de Yucatán y otros sitios del Neotrópico. Para ello, se buscaron estudios que tuvieron como objetivo principal describir los patrones generales de distribución de aves migratorias durante el invierno y que reportaron la riqueza de especies de al menos dos tipos de vegetación similares a los muestreados en este trabajo. Los tipos de vegetación considerados fueron: vegetación de dunas costeras, manglares, sabanas o pastizales,

selvas conservadas (perennifolias o subperennifolias) y selvas perturbadas (aquellas con algún grado de disturbio antropogénico o estado sucesional). De esta forma, se reunió información de seis artículos para la Península de Yucatán (desde 1974 hasta 2001), uno para el oeste de México, uno para Costa Rica y uno para las Islas Vírgenes de Estados Unidos.

Por otra parte, debido a que el esfuerzo de muestreo entre los diferentes tipos de vegetación no fue el mismo, se estimó una tasa de individuos capturados por cada 100 horas-red de esfuerzo (Karr 1981, Petit et al. 1992, Deppe y Rotenberry 2008). Las tasas de captura obtenidas a partir de datos arrojados por las redes de niebla son medidas relativas que pueden ser utilizadas para evaluar cambios poblacionales en el tiempo y el espacio (Karr 1981, Silkey et al. 1999). Además, para cada red ($N = 22$) se calculó el número de especies de Passeriformes migratorios capturados (S , riqueza específica) y la tasa de captura.

Para cada cuadro de vegetación muestreado, se calculó el área basal total al sumar los datos de área obtenidos para cada valor de DAP con la fórmula del área del círculo ($A = \pi r^2$), asumiendo la forma cilíndrica de las estructuras medidas (Mostacedo y Fredericksen 2000). También se calculó el número total de plantas con crecimiento secundario (árboles y arbustos con $DAP \geq 2.5$ cm). Los promedios de altura y cobertura de dosel se calcularon a partir de los datos obtenidos en cada punto cardinal y el centro del cuadro, mientras que la cobertura de suelo se obtuvo con los valores promedio de ambas líneas de Canfield. Para calcular la diversidad de estratos foliares (DEF) se aplicó la fórmula del índice de Shannon-Wiener (H' , Moreno 2001), en la que las especies fueron sustituidas por los intervalos de altura (en decímetros) y la abundancia por el número de contactos en cada uno de ellos, utilizando el programa estadístico EstimateS v.9.0 (Colwell 2013).

Para determinar si los datos obtenidos cumplían los supuestos para utilizar estadística paramétrica, se aplicó la prueba de Shapiro-Wilk para evaluar su normalidad, y la prueba de Levene para conocer su homocedasticidad. El uso de la prueba de Shapiro-Wilk se recomienda cuando el tamaño de muestra es menor o próximo a $N = 20$ (Shapiro y Wilk 1965). Previamente, los valores discretos de riqueza específica (de Passeriformes migratorios), número de plantas, cobertura de dosel y cobertura de suelo fueron transformados a su valor de logaritmo para hacerlos continuos (Guisande 2011). Las pruebas indicaron que todos los datos presentaron

distribución normal (para todos los casos, prueba de Shapiro-Wilk: $W > 0.729$, $gl > 5$, $P > 0.05$) y homocedasticidad (para todos los casos, prueba de Levene: $F_{4,17} > 0.5$, $P > 0.05$).

Se aplicó un análisis de varianza (ANOVA) para determinar la existencia de diferencias significativas entre tipos de vegetación de: 1) la riqueza de Passeriformes migratorios capturados por red, 2) la tasa de captura total de Passeriformes migratorios capturados por red, 3) la tasa de captura de las especies más abundantes en el área de estudio (aquellas con una tasa de captura mayor a 10 individuos/100 horas-red), y 4) las variables estructurales de la vegetación por cuadro (excepto para DEF, ya que se trata de un índice). En caso de que existieran, se ejecutó la prueba *post hoc* de Tukey para conocer la distribución de tales diferencias (Guisande 2011).

Con la finalidad de identificar cuáles son las variables de la estructura de la vegetación que explican la riqueza y la tasa de captura de especies, se aplicó un modelo lineal generalizado (GLM, por sus siglas en inglés), con la riqueza o tasa de captura como variable dependiente, según el caso, y las variables estructurales como explicativas (Brooks y Stouffer 2011, Pérez-Cortez et al. 2012), asumiendo una distribución normal y utilizando una función de enlace tipo logaritmo. Con las variables que según el GLM explicaron en mayor medida la riqueza y la tasa de captura, se efectuó un análisis de correlación del producto-momento de Pearson para conocer la correlación entre la riqueza y tasa de captura de Passeriformes migratorios y dichas variables de la estructura de la vegetación.

Finalmente, para conocer cómo las variables de la estructura de la vegetación explican las diferencias en las tasas de captura entre los diferentes tipos de vegetación a nivel específico, se aplicó un modelo lineal generalizado (GLM) a las especies abundantes con diferencias estadísticamente significativas en la distribución de sus tasas de captura. En el GLM se utilizó la tasa de captura como variable de respuesta y las estructurales como explicativas.

Todas las pruebas estadísticas se realizaron con el paquete estadístico SPSS v.20.0 (IBM Corp. 2011), con un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$.

V. RESULTADOS

Comunidad de Passeriformes migratorios

Durante la migración de otoño de 2014, en el noreste de la Península de Yucatán se capturaron 1,342 individuos pertenecientes a 53 especies de Passeriformes migratorios, distribuidos en ocho familias, más una especie de taxonomía incierta, *Icteria virens* (Cuadro 1, Anexo 1). Las especies observadas constituyen el 56.4% de los Passeriformes migratorios (tanto residentes de invierno como transitorios) registrados para la Península de Yucatán (Lepage 2016).

La familia con mayor número de especies fue Parulidae con 25, seguida por Tyrannidae con ocho y Cardinalidae con seis (Cuadro 1, Anexo 1). El resto de familias registraron entre una y tres especies. Del total de especies, 33 (62%) son residentes de invierno y 20 (38%) son transitorias, permaneciendo en la región por cortos periodos durante su migración hacia latitudes más bajas (Anexo 1). La mayoría de especies de las familias Vireonidae, Mimidae, Parulidae y Cardinalidae fueron residentes de invierno, mientras que la mayoría en Tyrannidae, Hirundinidae, Turdidae y Emberizidae fueron transitorias (Cuadro 1).

Cuadro 1. Distribución por familia taxonómica de la riqueza total y por categoría de estacionalidad de los Passeriformes migratorios registrados durante la migración de otoño del año 2014, en el noreste de la Península de Yucatán.

Familia	Riqueza total	Residentes de invierno	Transitorias
Tyrannidae	8	3	5
Vireonidae	3	2	1
Hirundinidae	3	1	2
Mimidae	1	1	0
Turdidae	3	1	2
Parulidae	25	20	5
<i>Incertae sedis</i>	1	1	0
Emberizidae	3	0	3
Cardinalidae	6	4	2

Se obtuvieron registros notables de especies que rara vez se observan en la Península de Yucatán, como *Contopus cooperi*, *Empidonax traillii*, *Empidonax alnorum*, *Cardellina canadensis*, *Melospiza lincolni*, *Zonotrichia leucophrys*, *Ammodramus savannarum* y *Piranga ludoviciana* (Howell y Webb 1995, MacKinnon et al. 2011).

Patrones de distribución de Passeriformes migratorios por tipo de vegetación

A. Riqueza

Las dunas costeras y el manglar fueron los tipos de vegetación con el mayor número de especies de Passeriformes migratorios (48 y 40 especies respectivamente), con valores entre tres y seis veces el número de especies registrado en los tipos de vegetación restantes. Muy por debajo se encontró la selva perturbada con 16 especies, la sabana inundable con 15 especies y por último la selva conservada con ocho especies únicamente (Figura 3).

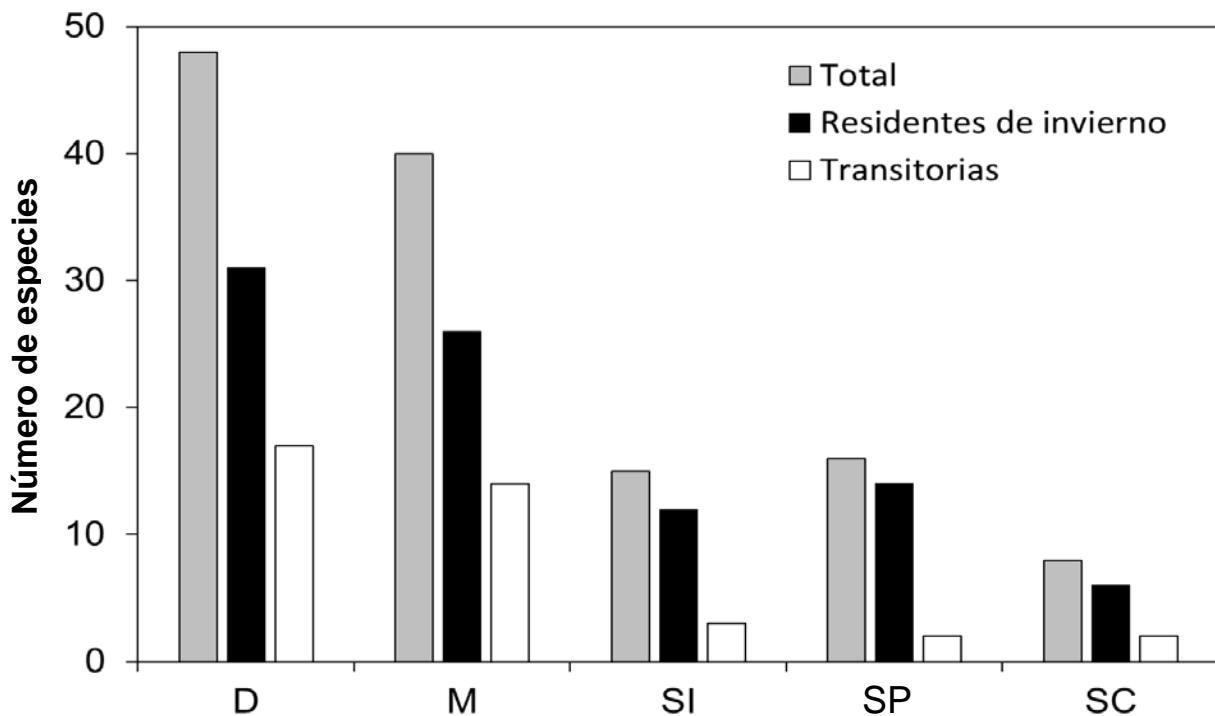


Figura 3. Patrones de distribución de riqueza neta de especies de Passeriformes migratorios por tipo de vegetación. Se presenta el número de especies residentes de invierno y transitorias registradas durante la jornada completa de trabajo de campo. Tipos de vegetación: D= dunas costeras, M= manglar, SI= sabana inundable, SP= selva perturbada, SC= selva conservada.

La distribución de especies residentes de invierno y transitorias observó el mismo patrón que la riqueza total (Figura 3). En la mayoría de tipos de vegetación, el número de especies residentes de invierno fue mayor al de transitorias (relación aproximada 2:1), pero en la selva perturbada y la sabana inundable existió una mayor proporción de las primeras (Figura 3).

El ANOVA indicó la existencia de diferencias significativas en la riqueza promedio de especies (i.e., especies capturadas por red) entre los distintos tipos de vegetación ($F_{4,17} = 40.81$, $P < 0.001$) (Cuadro 2). La riqueza promedio siguió el mismo patrón que el observado en la riqueza neta, sin embargo, a este nivel las diferencias entre tipos de vegetación son más evidentes, ya que la diferencia entre la riqueza promedio de la selva conservada (2.75 especies) y las dunas costeras (32.20 especies) fue cercana a los 12 órdenes, comparado al valor de seis veces observado en la riqueza neta entre ambos (Figura 3).

Cuadro 2. Valores promedio (\pm DE = desviación estándar) de la riqueza y tasa de captura (no. individuos/100 horas-red de esfuerzo) de Passeriformes migratorios en cinco tipos de vegetación del noreste de la Península de Yucatán. Los superíndices iguales indican que no hay diferencia significativa entre esos promedios (prueba *post hoc* de Tukey, $P < 0.05$). D= dunas costeras, M= manglar, SI= sabana inundable, SP= selva perturbada, SC= selva conservada.

Atributo	D	M	SI	SP	SC
Riqueza	32.20 \pm 0.84 ^a	26.20 \pm 3.35 ^a	5.75 \pm 3.86 ^{b,c}	7.25 \pm 2.50 ^c	2.75 \pm 0.50 ^b
Tasa de captura	74.12 \pm 12.23 ^a	53.26 \pm 8.81 ^{a,b}	38.24 \pm 20.80 ^b	36.76 \pm 9.75 ^{b,c}	11.03 \pm 3.70 ^c

El número de tipos de vegetación utilizados por cada especie fue diferencial (Figura 4). La mayoría de especies (21) ocupó dos tipos de vegetación. De estas, 20 se caracterizaron por utilizar sólo las dunas costeras y el manglar como hábitat primario, es decir, los tipos de vegetación estructuralmente más simples (e.g. *Empidonax alnorum*, *Myiarchus crinitus*, *Vireo flavifrons*, *Vermivora cyanoptera*, *Leiothlypis peregrina*, *Setophaga aestiva*, *S. palmarum*, *Passerina caerulea* y *P. ciris*). Quince especies fueron exclusivas de un tipo de vegetación. De estas, 11 se capturaron únicamente en las dunas costeras (*Empidonax flaviventris*, *Tyrannus*

tyrannus, *Stelgidopteryx serripennis*, *Hirundo rustica*, *Setophaga tigrina*, *S. fusca*, *S. caerulescens*, *S. dominica*, *S. virens*, *Zonotrichia leucophrys* y *Spiza americana*), tres en el manglar (*Progne subis*, *Piranga ludoviciana* y *Pheucticus ludovicianus*) y una (*Icteria virens*) en la selva perturbada. No existieron especies exclusivas para la sabana inundable ni para la selva conservada.

Fueron ocho especies las que se registraron en los cinco tipos de vegetación (generalistas): *Vireo olivaceus*, *Catharus ustulatus*, *Seiurus aurocapilla*, *Parkesia noveboracensis*, *Mniotilta varia*, *Protonotaria citrea*, *Setophaga citrina* y *Setophaga ruticilla*. Las restantes nueve especies se capturaron en cuatro (*Dumetella carolinensis*, *Setophaga magnolia*, *Limnothlypis swainsonii*, *Geothlypis trichas* y *Passerina cyanea*) o tres tipos de vegetación (*Contopus virens*, *Vireo griseus*, *Hylocichla mustelina* y *Helmitheros vermivorus*).

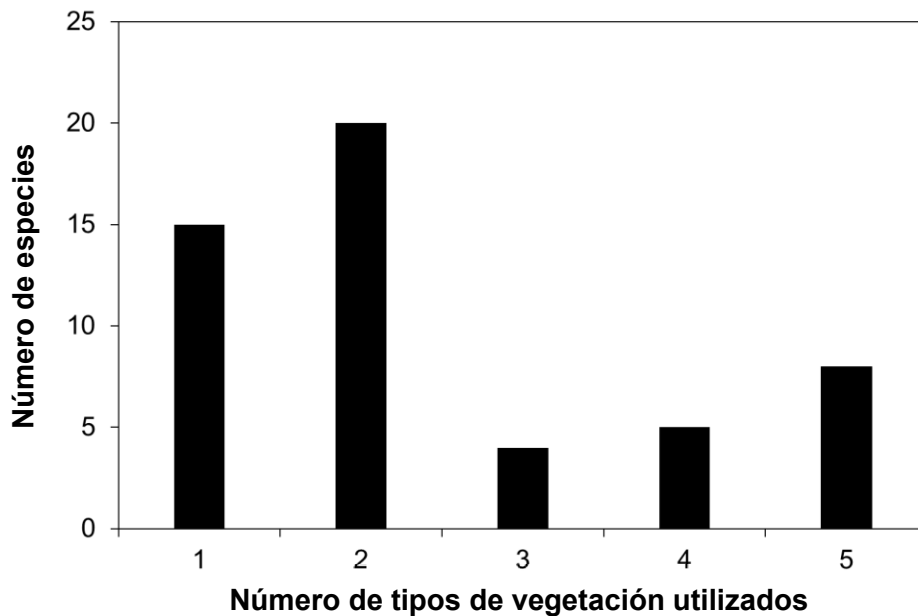


Figura 4. Relación entre el número de especies de Passeriformes migratorios en función del número de tipos de vegetación utilizados en el noreste de la Península de Yucatán.

En el Cuadro 3 se muestra la comparación de los patrones generales de distribución de riqueza de aves migratorias reportados en este estudio con los de otros trabajos llevados a cabo en la Península de Yucatán y otros sitios neotropicales. El número de especies registrado en este estudio (53) es considerablemente mayor al de otras regiones de la Península de Yucatán. Así por ejemplo, Tramer (1974) observó únicamente 20 especies para el centro del estado de Yucatán;

Lynch (1989) registró 42 especies a lo largo la península, mientras que los valores para la parte sur y suroeste (Calakmul, Sian Ka'an y Belice) rondaron entre 23 y 31 especies (Greenberg 1992, Kricher y Davis 1992, Petit et al. 1992, Smith et al. 2001). La riqueza de especies del noreste de la Península de Yucatán también es mayor que la de otros sitios neotropicales: Hutto (1980) registró 47 especies en el occidente de México; Blake y Loiselle (1992) observaron 32 especies en la Estación Biológica La Selva, Costa Rica; en tanto que sólo 16 especies migratorias fueron reportadas por Askins et al. (1992) para las Islas Vírgenes de Estados Unidos.

En la mayoría de trabajos sólo se estimó la riqueza de selvas conservadas y selvas con algún grado de disturbio o sabanas/pastizales. Únicamente en este estudio y en el de Lynch (1989) se consideraron cinco tipos de vegetación diferentes. Lo anterior limita realizar comparaciones exhaustivas, aunque se aprecian dos tendencias principales en los patrones de distribución de la riqueza de especies migratorias:

- 1) Las selvas conservadas poseen más especies de aves migratorias que las selvas perturbadas o sabanas/pastizales (Askins et al. 1993, Greenberg 1992, Smith et al. 2001).
- 2) La riqueza de especies es mayor en las selvas perturbadas y sabanas/pastizales que en las selvas conservadas (Tramer 1954, Hutto 1980, Blake y Loiselle 1992, Kricher y Davis 1992, Petit et al. 1992).

Lynch (1989) realizó trabajo de campo a lo largo de la Península de Yucatán y reportó datos para cinco tipos de vegetación similares a los considerados en este estudio. Sin embargo, a diferencia de lo observado en la región noreste de la península, sus resultados mostraron una distribución casi homogénea de la riqueza en cuatro de estos tipos de vegetación (entre 18 y 20 especies), siendo el manglar el único con una riqueza evidentemente más baja (13 especies).

Cuadro 3. Patrones generales de distribución de riqueza de aves migratorias en diferentes estudios en la Península de Yucatán y otros sitios neotropicales. El número entre paréntesis expresa la proporción (en porcentaje) de la riqueza total registrada en cada tipo de vegetación (D= dunas costeras, M= manglares, S= sabanas y pastizales, SP= selvas perturbadas, que incluyen cualquier estado sucesional o disturbio antropogénico, SC= selvas conservadas). Método: RN= redes de niebla, PC= puntos de conteo.

	Sitio	Autor(es)	Método	Riqueza de especies por tipo de vegetación					
				Total	D	M	S	SP	SC
Península de Yucatán	NE Península de Yucatán	Este estudio	RN	53	48 (91)	40 (75)	15 (28)	16 (31)	8 (15)
	Yucatán	Tramer (1974)	PC	20	-	-	-	15 (75)	5 (25)
	Península de Yucatán	Lynch (1989)	PC/RN	42	20 (49)	13 (32)	19 (46)	20 (49)	18 (44)
	Sian Ka'an, Quintana Roo	Greenberg (1992)	PC	30	-	-	10 (33)	14 (46)	16 (54)
	Belice	Kricher y Davis (1992)	RN	31	-	-	-	16 (52)	8 (26)
	Belice	Petit et al. (1992)	RN	29	-	-	18 (62)	17 (59)	12 (41)
	Calakmul, Campeche	Smith et al. (2001)	PC	23	-	-	-	18 (78)	20 (87)
Otros sitios neotropicales	Oeste de México	Hutto (1980)	PC	47	-	17 (36)	-	22 (47)*	12 (26)*
	Costa Rica	Blake y Loiselle (1992)	RN	32	-	-	-	31 (97)	11 (34)
	Islas Vírgenes de EU	Askins et al. (1992)	PC	16	-	-	-	8 (53)	15 (94)

* Las selvas tropicales en el oeste de México son caducifolias.

B. Tasa de captura

Al igual que el patrón observado en la riqueza de especies, la mayor tasa de captura se registró en las dunas costeras (150 individuos/100 horas-red), seguida por el manglar (108 individuos/100 horas-red). Las tasas en la sabana inundable y la selva perturbada fueron muy similares (74 y 77 individuos/100 horas-red, respectivamente) y fue extremadamente baja (22 individuos/100 horas-red) en la selva conservada (Figura 5). La mayor parte de los individuos capturados perteneció a especies residentes de invierno, por lo que el aporte de las transitorias fue mínimo en términos de abundancia relativa (Figura 5). El ANOVA indicó la existencia de diferencias significativas en la tasa de captura promedio (i.e., tasa de captura por red) entre tipos de vegetación ($F_{4,17} = 16.18$, $P < 0.001$), mostrando el mismo patrón que la tasa de captura neta (Cuadro 2).

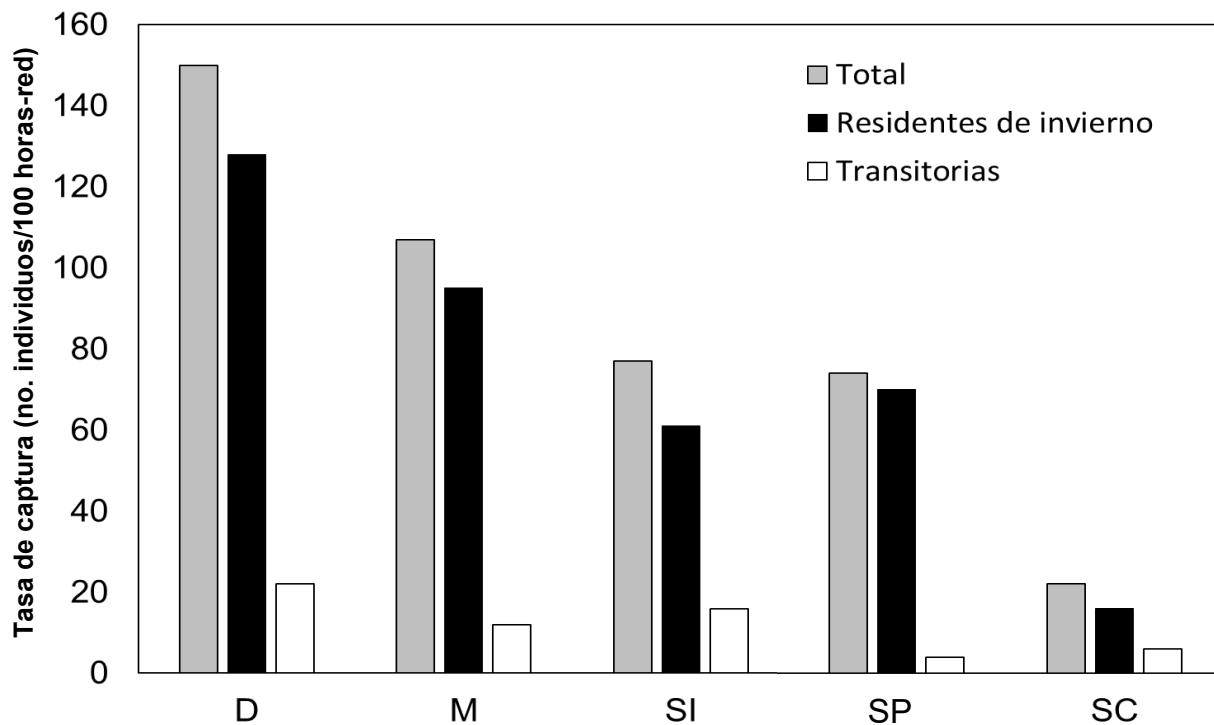


Figura 5. Patrones de distribución de la tasa de captura neta (no. individuos/100 horas-red) de especies de Passeriformes migratorios por tipo de vegetación. Se muestra la tasa de captura total y de las especies residentes de invierno y transitorias registradas durante la jornada completa de trabajo de campo. D= dunas costeras, M= manglar, SI= sabana inundable, SP= selva perturbada, SC= selva conservada.

Estructura de la vegetación

En la Figura 6 se muestran los perfiles fisionómicos para cada tipo de vegetación. Para las dunas costeras, la mayor parte de la cobertura vegetal se concentró en los estratos herbáceo y arbustivo, menores a 1.5 m de altura. En el caso del manglar y la sabana inundable, la mayor cantidad de contactos se registró en el estrato arbustivo, con poca cobertura herbácea (en el manglar, los neumatóforos incrementaron el número de contacto a alturas menores a 30 cm). En la selva perturbada, la distribución de contactos fue más uniforme entre los estratos herbáceo, arbustivo y arbóreo. Para la selva conservada, la cobertura se concentró en el dosel, siendo los estratos arbustivo y herbáceo casi inexistentes.

Los valores promedio (i.e., por cuadro de vegetación) de las seis variables estructurales consideradas en este estudio fueron estadísticamente diferentes entre tipos de vegetación (Cuadro 4; el índice DEF no se comparó). Para el área basal y el número de plantas, la selva conservada mostró los valores más altos, seguida por la selva perturbada, el manglar, la sabana inundable y las dunas costeras. En las variables de altura promedio, altura máxima y DEF se observó la siguiente secuencia decreciente en los valores promedio: selva conservada, selva perturbada, sabana inundable, manglar y dunas costeras.

Las variables de cobertura de suelo y cobertura de dosel mostraron patrones particulares. Para el caso de la primera, las dunas costeras presentaron el mayor valor, seguido por la selva perturbada, el manglar, la selva conservada y por último la sabana inundable. La cobertura de dosel fue muy grande en la selva conservada y la selva perturbada, al registrar valores arriba del 80%, fue media en el manglar y muy baja en las dunas costeras y la sabana inundable (entre 15 y 18%). Ambas variables pueden estar relacionadas, por ejemplo, las dunas costeras presentan una cobertura de dosel muy baja, lo que permite la entrada de gran cantidad de luz para el desarrollo de hierbas y pequeños arbustos. En cambio, la selva conservada presenta un dosel casi continuo, lo que impide la entrada de luz al sotobosque y por lo tanto el desarrollo de hierbas y plántulas en el suelo. El hecho de que la sabana se encuentre inundada gran parte del año puede explicar su escasa cobertura en el suelo.

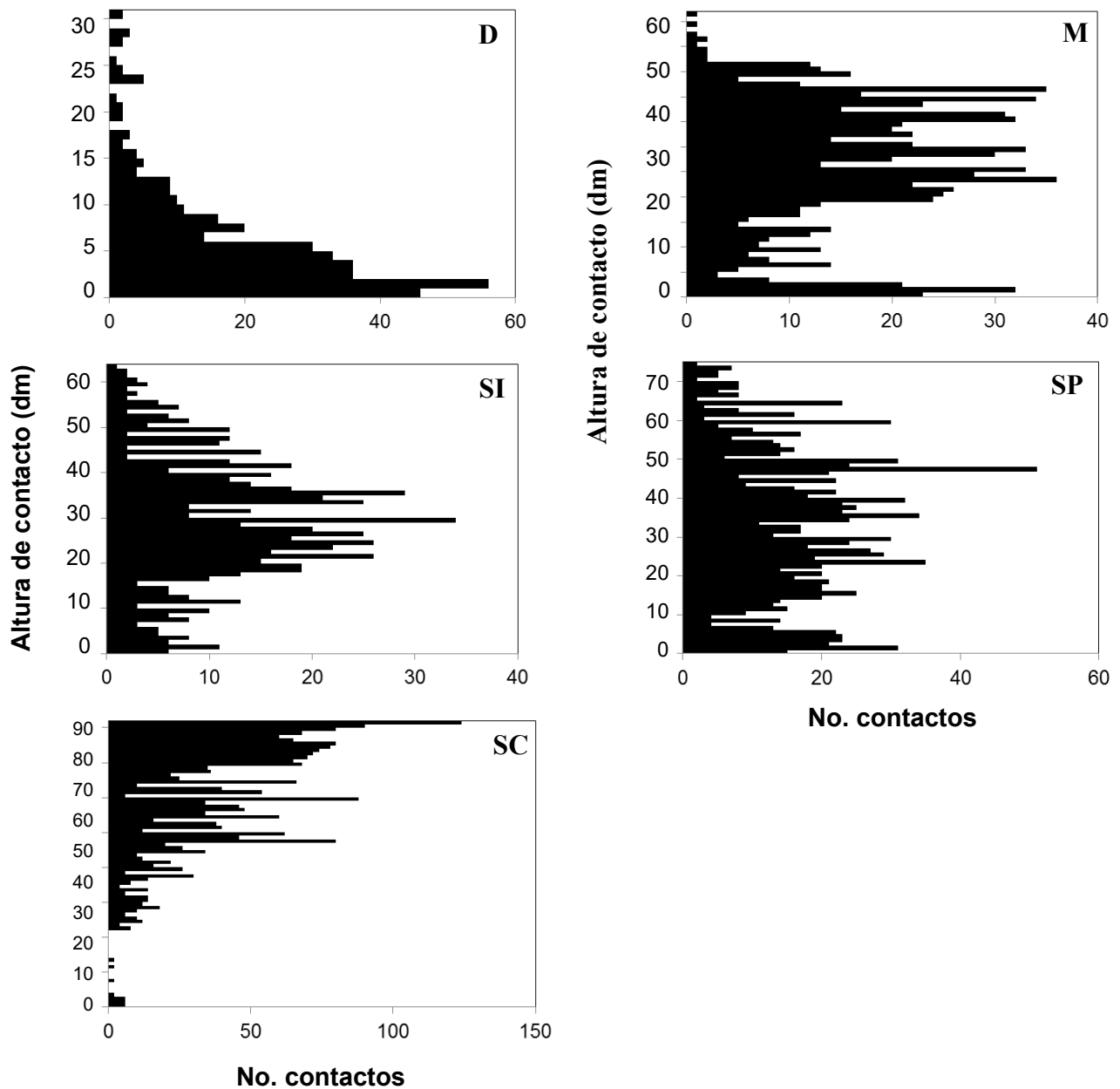


Figura 6. Perfiles fisionómicos de cinco tipos de vegetación del noreste de la Península de Yucatán. Para su elaboración se utilizaron los datos de todos los cuadros muestreados por tipo de vegetación. D= dunas costeras, M= manglar, SI= sabana inundable, SP= selva perturbada, SC= selva conservada.

Cuadro 4. Valores promedio (\pm DE) de las variables de la estructura de cinco tipos de vegetación del noreste de la Península de Yucatán. Se muestran los resultados del ANOVA (excepto para DEF= diversidad de estratos foliares). Los superíndices iguales indican que no hay diferencia significativa entre esos promedios (prueba *post hoc* de Tukey, $P < 0.05$). D= dunas costeras, M= manglar, SI= sabana inundable, SP= selva perturbada, SC= selva conservada.

Variable	D	M	SI	SP	SC	$F_{4,17}$	P
Área basal (cm ²)	264.8 \pm 102.3 ^a	1699.3 \pm 118.6 ^{a,b}	1384.4 \pm 256.5 ^a	1981.1 \pm 406.3 ^{a,b}	4331.5 \pm 511.6 ^b	4.99	0.008
Número de plantas	5.06 \pm 1.73 ^a	35.73 \pm 3.23 ^b	24.33 \pm 2.53 ^b	43.73 \pm 1.70 ^b	62.66 \pm 4.71 ^b	8.46	0.001
Altura promedio (m)	1.52 \pm 0.80 ^a	4.18 \pm 0.14 ^b	4.25 \pm 0.83 ^b	6.57 \pm 0.80 ^c	13.10 \pm 1.25 ^d	122.42	< 0.001
Altura máxima (m)	1.98 \pm 0.94 ^a	4.54 \pm 0.21 ^b	5.37 \pm 0.62 ^{b,c}	7.17 \pm 0.82 ^c	18.47 \pm 2.14 ^d	128.57	< 0.001
Cobertura suelo (%)	88.75 \pm 8.53 ^a	40.87 \pm 6.38 ^b	15.33 \pm 2.51 ^c	78.46 \pm 6.56 ^a	15.66 \pm 2.08 ^c	126.42	< 0.001
Cobertura dosel (%)	18.25 \pm 14.22 ^a	61.25 \pm 6.29 ^b	15.33 \pm 6.76 ^a	84.67 \pm 5.69 ^b	94.44 \pm 4.04 ^b	9.53	< 0.001
DEF (H')	2.78 \pm 0.12	3.48 \pm 0.09	3.62 \pm 0.16	3.97 \pm 0.09	4.95 \pm 0.10	-	-

El papel de la estructura de la vegetación en la distribución de Passeriformes migratorios

A. Nivel comunidad

El modelo lineal generalizado (GLM) indicó que las variables de la estructura de la vegetación que explicaron en mayor medida la riqueza de Passeriformes migratorios, todas en forma negativa, fueron la diversidad de estratos foliares (DEF), la cobertura del dosel y la altura promedio de la vegetación (Cuadro 5). En cambio, ninguna de las variables de la estructura de la vegetación explicó la distribución de la tasa de captura de este grupo de especies (Cuadro 6).

Cuadro 5. Variables de la estructura de la vegetación determinantes de la riqueza de Passeriformes migratorios en el noreste de la Península de Yucatán, según el modelo lineal generalizado (GLM). Se muestra el valor del estimador (*B*), el error estándar (EE) y el valor del estadístico χ^2 . DEF= diversidad de estratos foliares. En negritas se resaltan los resultados estadísticamente significativos.

	Estimador (<i>B</i>)	EE	χ^2	<i>P</i>
Área basal	0.00008	0.00005	2.450	0.114
Número de plantas	0.004	0.006	0.454	0.500
Altura promedio	-0.320	0.135	5.593	0.018
Altura máxima	0.036	0.093	0.151	0.697
Cobertura suelo	-0.001	0.002	0.453	0.501
Cobertura dosel	-0.013	0.003	17.778	< 0.001
DEF	-0.759	0.202	14.177	< 0.001

Cuadro 6. Variables de la estructura de la vegetación determinantes de la tasa de captura de Passeriformes migratorios en el noreste de la Península de Yucatán, según el GLM.

	Estimador (<i>B</i>)	EE	χ^2	<i>P</i>
Área basal	0.00005	0.00004	1.439	0.230
Número de plantas	-0.002	0.005	0.189	0.664
Altura promedio	-0.145	0.124	1.341	0.247
Altura máxima	-0.030	0.095	0.099	0.753
Cobertura de suelo	0.000	0.001	0.059	0.807
Cobertura de dosel	0.004	0.002	3.072	0.080
DEF	-0.083	0.163	0.257	0.613

Los análisis de correlación del producto-momento de Pearson entre la riqueza de especies (por red) y las variables explicativas según el GLM (DEF, cobertura de dosel y altura promedio; por cuadro) indicaron una fuerte correlación negativa entre el número de especies y la diversidad de estratos foliares (DEF) y la altura promedio, y una débil correlación negativa con la cobertura de dosel (Figura 7). Lo anterior indica que el número de especies de Passeriformes migratorios decrece a medida que la complejidad estructural de la vegetación incrementa.

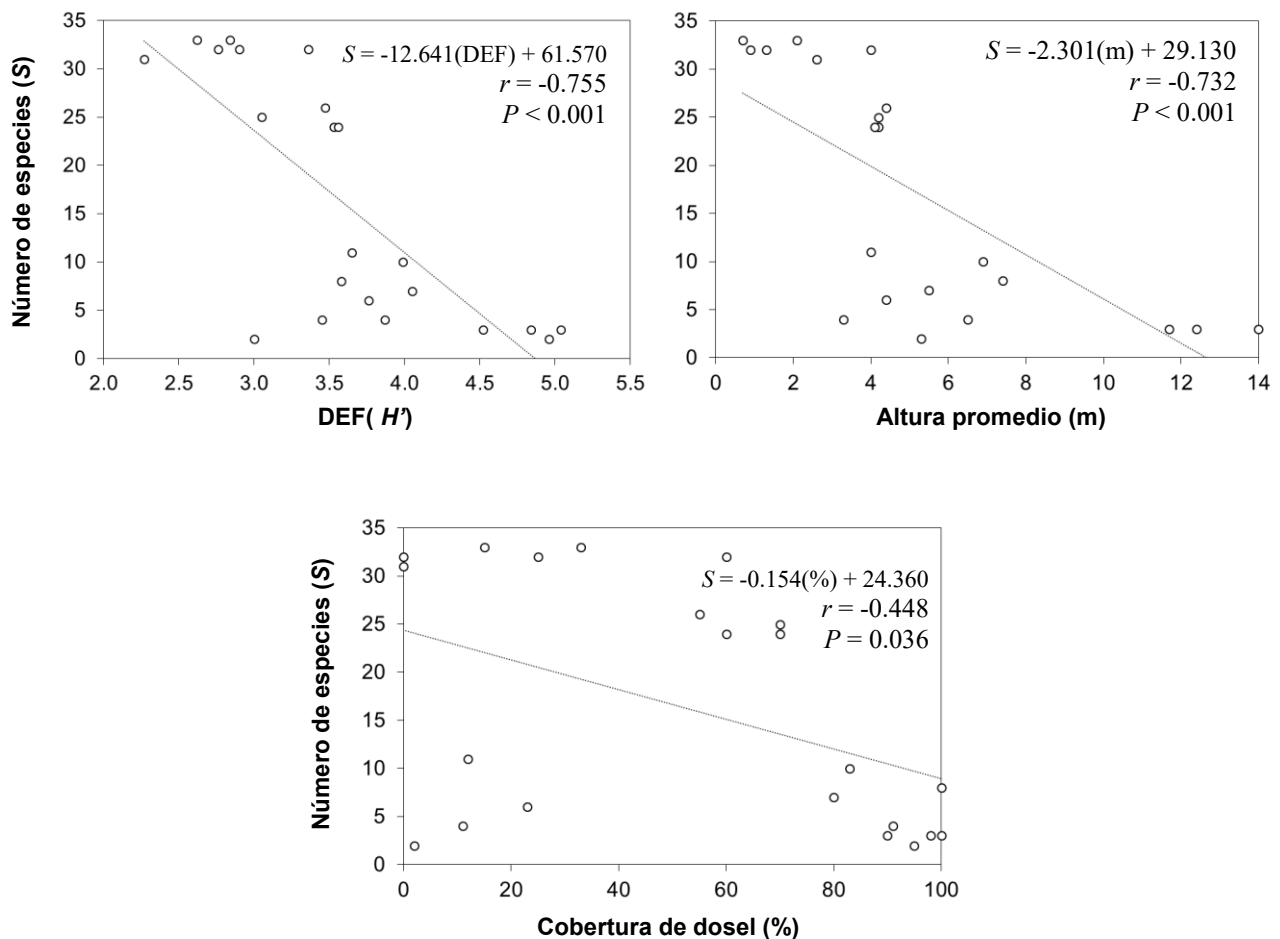


Figura 7. Correlación entre las variables estructurales explicativas arrojadas por el GLM y la riqueza de especies de Passeriformes migratorios. Se muestran los resultados de la correlación del producto-momento de Pearson, la ecuación de la recta y la línea de tendencia.

B. Nivel especie

Las especies más abundantes en la región fueron: *Parkesia noveboracensis* (37.11 individuos/100 horas-red), *Protonotaria citrea* (18.65), *Geothlypis trichas* (15.16), *Setophaga ruticilla* (13.22), *Setophaga citrina* (12.43), *Seiurus aurocapilla* (11.82), *Setophaga magnolia* (11.52) y *Vireo olivaceus* (10.91). Éstas fueron las únicas con datos suficientes para efectuar análisis estadísticos a nivel específico. Es importante notar que seis de ellas son generalistas, es decir, que se capturaron en los cinco tipos de vegetación muestreados (Anexo 1).

De las ocho especies más abundantes, cuatro (*Parkesia noveboracensis*, *Protonotaria citrea*, *Geothlypis trichas* y *Setophaga magnolia*) mostraron diferencias estadísticamente significativas en la distribución de sus tasas de captura entre los diferentes tipos de vegetación (Figura 8). Otra especie, *Setophaga citrina*, presentó diferencias marginalmente significativas. Tanto *Geothlypis trichas* como *Setophaga magnolia* mostraron una elevada abundancia en las dunas costeras, media en el manglar, muy baja en la sabana inundable y selva perturbada y nula en la selva conservada. Por otro lado, *Parkesia noveboracensis* tuvo una alta abundancia en el manglar y la selva perturbada, media en las dunas costeras y la sabana inundable y muy baja en la selva conservada. En el caso de *Protonotaria citrea*, la mayor abundancia se registró en la sabana inundable, una abundancia media en la selva perturbada y una muy baja en los tres tipos de vegetación restantes (Figura 8).

Los modelos lineales generalizados (GLM) aplicados a las cuatro especies con diferencias estadísticamente significativas en la distribución de sus tasas de captura, indicaron cuáles variables de la estructura de la vegetación explicaron dichas diferencias (Cuadro 7). En dos especies, sólo una variable fue explicativa: para *Parkesia noveboracensis* fue el número de plantas, en forma positiva (+), mientras que para *Setophaga magnolia* fue DEF (-). En el caso de *Geothlypis trichas* fueron el número de plantas (+) y DEF (-). Finalmente, los resultados para *Protonotaria citrea* incluyeron cuatro variables: el área basal (+), el número de plantas (+), la cobertura de dosel (-) y DEF (+). Esto sugiere que, a nivel de especie, es diferente el número y tipo de variables de la estructura de la vegetación que explican los patrones de distribución de las tasas de captura, por lo que son especie-específicos y en ocasiones contrastantes a los obtenidos a nivel de comunidad.

Cuadro 7. Variables de la estructura de la vegetación que explican las diferencias en las tasa de captura de cuatro especies de Passeriformes migratorios, según el modelo lineal generalizado (GLM). Se muestra el valor del estimador (B) y el valor del estadístico χ^2 . DEF= diversidad de estratos foliares.

Especie	Área basal	No. plantas	Cob. dosel	DEF
<i>Parkesia noveboracensis</i>		$B = 0.026$ $\chi^2 = 9.527$ $P = 0.002$		
<i>Protonotaria citrea</i>	$B = 0.001$ $\chi^2 = 4.265$ $P = 0.039$	$B = 0.131$ $\chi^2 = 10.464$ $P = 0.001$	$B = -0.153$ $\chi^2 = 6.819$ $P = 0.009$	$B = 7.458$ $\chi^2 = 25.886$ $P < 0.001$
<i>Geothlypis trichas</i>		$B = 0.029$ $\chi^2 = 6.638$ $P = 0.010$		$B = -1.212$ $\chi^2 = 18.359$ $P < 0.001$
<i>Setophaga magnolia</i>				$B = -1.591$ $\chi^2 = 17.406$ $P < 0.001$

En los GLM aplicados a nivel de especie resaltan las variables de número de plantas y DEF, que explicaron las diferencias en las tasas de captura de tres de las cuatro especies analizadas. Tanto el área basal (una variable explicativa para *Protonotaria citrea*) como el número de plantas son variables que no fueron relevantes en los GLM a nivel de comunidad. Además, la altura promedio, una variable que explicó la riqueza a nivel de comunidad, no figuró en los resultados a nivel de especie.

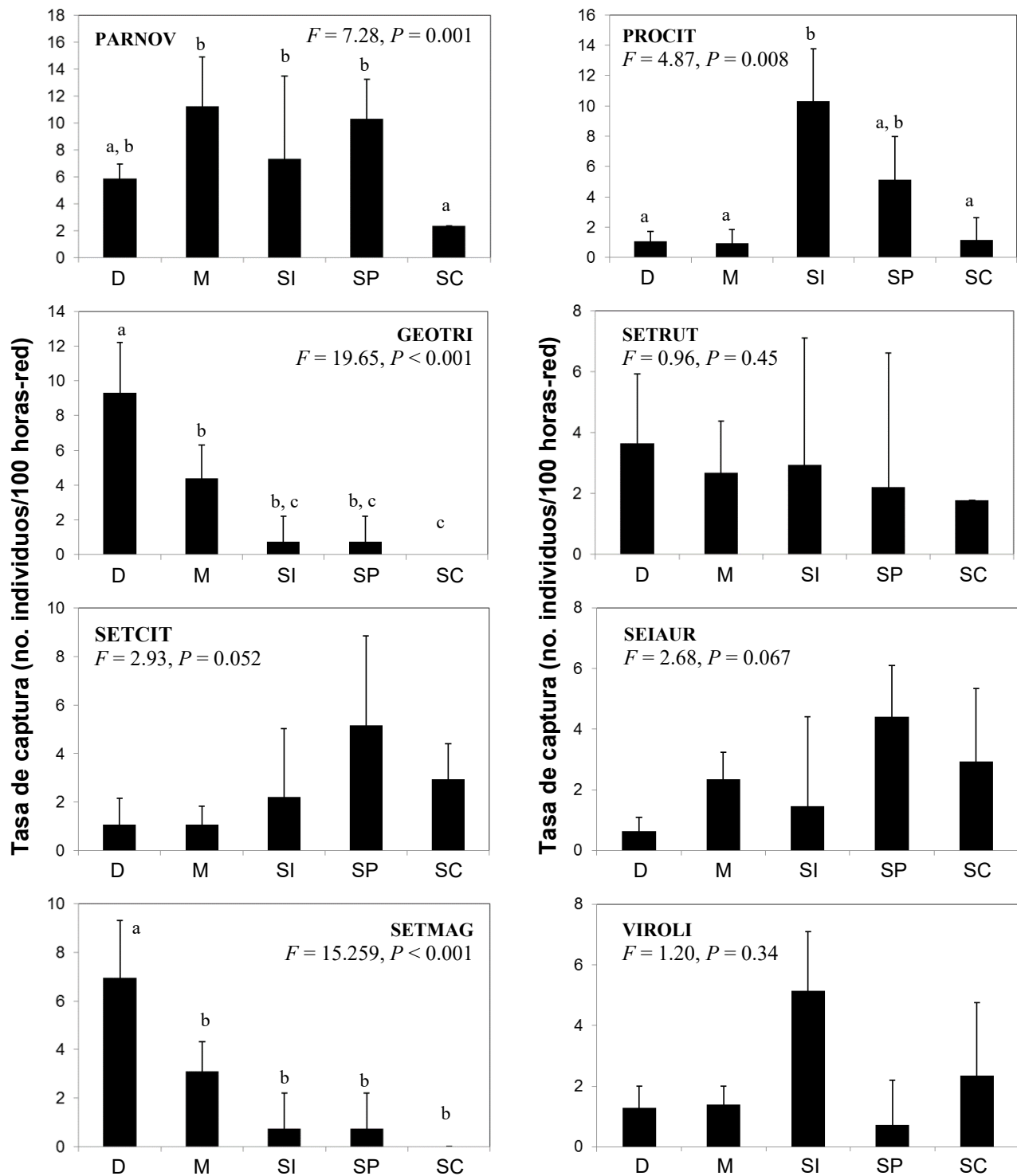


Figura 8. Distribución de las tasas de captura entre los diferentes tipos de vegetación de las ocho especies de Passeriformes migratorios más abundantes en el noreste de la Península de Yucatán. Se muestra la tasa de captura promedio y la desviación estándar para cada caso. En orden descendente de abundancia total: **PARNOV.** *Parkesia noveboracensis*, **PROCIT.** *Protonotaria citrea*, **GEOTRI.** *Geothlypis trichas*, **SETRUT.** *Setophaga ruticilla*, **SETCIT.** *Setophaga citrina*, **SEIAUR.** *Seiurus aurocapilla*, **SETMAG.** *Setophaga magnolia*, **VIROLI.** *Vireo olivaceus*. Se anotan los resultados de la prueba de ANOVA (para todos los casos, $gl = 4, 17$). El mismo carácter en los superíndices indica que no hay diferencias significativas entre esos promedios (prueba de Tukey, $P < 0.05$). Tipos de vegetación: D= dunas costeras, M= manglar, SI= sabana inundable, SP= selva perturbada, SC= selva conservada.

VI. DISCUSIÓN

Limitaciones del uso de redes de niebla para estimar la riqueza y abundancia de aves

Aunque las redes de niebla se han utilizado ampliamente en el estudio de las poblaciones y comunidades de aves (Karr 1981, Keyes y Grue 1982), su efectividad para estimar la riqueza específica y abundancia relativa de individuos ha sido cuestionada, debido principalmente a que tienen una probabilidad de captura sólo hasta 2 ó 3 metros de altura, por lo que no alcanzan a cubrir todo el gradiente en sitios con alta vegetación, como los bosques templados y las selvas tropicales (Remsen y Good 1996, Silkey et al. 1999). Además, factores como las condiciones climáticas, la temporada del año, la colocación, separación y tensión de las redes, las diferencias en la frecuencia y distancia de vuelo de cada especie, los movimientos verticales de los individuos y el grado de “evitación” a las redes, alteran el éxito de captura y, por consecuencia, las estimaciones de riqueza y abundancia relativa (Karr 1981, Keyes y Grue 1982, Remsen y Good 1996). Por lo anterior, el uso de redes de niebla para determinar la composición, riqueza y abundancia de las especies puede ser poco adecuado, ya que su efectividad para muestrear la comunidad completa es limitada y porque los resultados obtenidos a menudo no son comparables (Keyes y Grue 1982, Remsen y Good 1996).

No obstante, Karr (1979, 1981) y Rappole et al. (1998) han argumentado que las redes de niebla poseen ventajas frente a otros métodos (e.g., puntos de conteo), porque reducen la variabilidad de los datos en comparación con la identificación visual-auditiva, permiten la detección de especies inconspicuas o no territoriales, ofrecen una gran cantidad de datos en poco tiempo en áreas de elevada riqueza y permiten identificar el uso diferencial del hábitat entre diferentes tipos de vegetación, o entre sitios perturbados contra conservados, a escalas geográficas pequeñas.

Se ha encontrado una correlación positiva entre el número de especies registradas con redes de niebla y puntos de conteo en diversos ambientes, como los bosques templados de Illinois (Karr 1981), las selvas tropicales de Los Tuxtlas, Veracruz (Rappole et al. 1998), los matorrales costeros de California (Silkey et al. 1999) y las selvas tropicales de la Península de Yucatán (Lynch 1989, 1992; Petit et al. 1992, Deppe y Rotenberry 2005). Respecto a la estimación de la abundancia relativa, una ventaja del uso de redes de niebla en el estudio de las aves migratorias es

que sus tasas de captura se mantienen e incluso se incrementan por el elevado recambio de individuos, a diferencia de las residentes, que tienden a evitar las redes luego de algunos días (Karr 1981). Esto es importante, ya que este estudio se realizó durante la migración de otoño, cuando el recambio de especies e individuos de Passeriformes migratorios en el norte de la Península de Yucatán es muy grande (Deppe y Rotenberry 2005).

A pesar de las aparentes ventajas del uso de redes de niebla, la interpretación de la información que aportan debe ser cautelosa, sobre todo al comparar ambientes contrastantes (Karr 1981, Keyes y Grue 1982, Silkey et al. 1999). En este tenor, es muy importante tener en cuenta los sesgos del uso de redes de niebla en la discusión de los datos obtenidos en el presente trabajo.

Patrones generales de distribución de Passeriformes migratorios

La riqueza de especies migratorias reportada en este estudio (53 especies) fue considerablemente mayor a la encontrada en otras regiones de la Península de Yucatán y del Neotrópico (rango: 16-47 especies; Cuadro 3). La elevada riqueza de Passeriformes migratorios registrada para el noreste de la Península de Yucatán puede explicarse debido a la presencia de un elevado número de especies transitorias en la región durante la migración de otoño (20 especies, 38% de la avifauna total; Deppe y Rotenberry 2005), a que las poblaciones de algunas especies residentes de invierno (*Setophaga tigrina*, *S. caerulescens*, *S. palmarum*, *S. dominica* y *S. discolor*) se restringen a la costa caribeña de Quintana Roo, por lo que rara vez se observan en el interior de la península (Howell y Webb 1995); y a que se visitaron tipos de vegetación adicionales, no considerados en otros trabajos (dunas costeras, manglar y sabana).

Es importante considerar que la duración y temporada de trabajo de campo en cada uno de los estudios comparados en el Cuadro 3 no fueron equivalentes, ni el método utilizado para estimar la riqueza (puntos de conteo, redes de niebla o ambos). En la mayoría de estos estudios, el trabajo de campo se efectuó durante el invierno (diciembre-marzo), en meses en los que todas las especies migratorias se han establecido. Así por ejemplo, Lynch (1989) trabajó en la Península de Yucatán durante los “inviernos” de 1982 a 1987, utilizando redes de niebla y puntos de conteo; Hutto (1980) lo hizo de enero a mediados de marzo de 1975 y 1976 en el occidente de México, aplicando puntos de conteo; y Smith et al. (2001) en Calakmul, Campeche, de enero a mediados

de marzo de 1996, utilizando puntos de conteo. Únicamente en el presente estudio, el trabajo de campo se llevó a cabo durante la migración de otoño (septiembre-noviembre).

Los patrones de distribución de Passeriformes migratorios encontrados para el noreste de la Península de Yucatán son parcialmente consistentes con los estudios previos efectuados en la península y en otras regiones neotropicales, por dos razones principales: 1) la mayoría de trabajos se enfocaron en conocer la distribución de aves migratorias en selvas tropicales con diferente estado sucesional o grado de disturbio (i.e., selvas conservadas vs. selvas perturbadas/pastizales), sin tomar en cuenta otros tipos de vegetación, como los manglares y dunas costeras; y 2) los patrones de distribución publicados son contrastantes y exhiben dos tendencias básicas: *a*) la riqueza de especies disminuye con el incremento de la complejidad de la estructura de la vegetación, o *b*) la riqueza de especies incrementa conforme aumenta la complejidad de la estructura de la vegetación.

Los resultados obtenidos indican que con el incremento de la complejidad de la estructura de la vegetación (i.e., aumento en la diversidad de estratos foliares, altura promedio de la vegetación y cobertura de dosel) disminuye la riqueza de Passeriformes migratorios en el noreste de la Península de Yucatán. Expresado de otra forma, esta comunidad particular muestra una preferencia hacia los tipos de vegetación más simples en estructura, lo que explica la elevada riqueza de especies y la tasa de captura de individuos en las dunas costeras y el manglar, y los bajos valores registrados en la sabana inundable, la selva perturbada y la selva conservada. Es pertinente recalcar que los sesgos inherentes al uso de redes de niebla pueden haber tenido un gran efecto en la obtención de estos resultados, debido a que la probabilidad de captura de individuos pudo ser mayor en las dunas costeras y manglares debido a su baja altura.

El patrón anterior ha sido comprobado anteriormente para la Península de Yucatán, el oeste de México y Centroamérica (Cuadro 3). Tramer (1974) registró cinco especies para las selvas conservadas del centro de Yucatán, contra 15 en las selvas perturbadas. Lynch (1992) encontró que el 57% de las especies de aves migratorias de la península fueron más frecuentes y abundantes en hábitats con un elevado disturbio (e.g., selvas perturbadas, acahuales y milpas) que en hábitats conservados. Para Belice, Kricher y Davis (1992) y Petit et al. (1992) observaron entre el 26 y 41% del total de especies migratorias en las selvas conservadas, mientras que en las selvas perturbadas alcanzaron valores entre 52 y 59%. Además, Petit et al. (1992) reportaron una

mayor proporción de especies en las sabanas (62%) que en las selvas perturbadas (52%). Fuera de la península, en el oeste de México, Hutto (1980, 1992) encontró que la riqueza proporcional de aves migratorias es más grande en las selvas caducifolias perturbadas (47%) que en las selvas primarias (26%), mientras que Blake y Loiselle (1992) reportaron una diferencia significativa entre el número de especies de las selvas conservadas y las perturbadas en la Estación Biológica La Selva, Costa Rica (11 y 31 especies, respectivamente).

Como ya se mencionó, la mayor parte de estos trabajos no consideraron la vegetación de dunas costeras ni los manglares en su diseño de muestreo, lo cual es una limitación para realizar comparaciones exhaustivas. Sin embargo, al excluir las especies propias de estos tipos de vegetación observadas en este estudio (34 especies), de las 19 especies restantes, el 84% se capturaron en la selva perturbada, 79% en la sabana inundable y 42% en la selva conservada, porcentajes similares a los encontrados por Petit et al. (1992) en Belice, y por Blake y Loiselle (1992) en Costa Rica.

Desde una perspectiva continental, una tendencia similar se observa también. Cerca de 166 especies de Passeriformes neártico-neotropicales migran cada año hacia el centro de México y hasta la Cuenca del Amazonas para pasar el invierno (Rappole 1995, Stotz et al. 1996). De estas, hasta la mitad utilizan hábitats con una estructura simple (e.g., sitios perturbados o con vegetación secundaria) y sólo 8% de ellas dependen de los hábitats primarios en sus sitios de invierno (Rappole 1995, Stotz et al. 1996). Tal es el caso de los parúlidos migratorios, en los que únicamente el 26% de la especies utilizan las selvas conservadas como hábitat primario durante el invierno (Rappole 1995, Stotz et al. 1996).

En contraste, otros sitios poseen una mayor riqueza y abundancia de aves migratorias en hábitats conservados en comparación con los hábitats perturbados o estructuralmente más simples (Cuadro 3). Greenberg (1992) observó un mayor número de especies (16) en las selvas conservadas que en las selvas perturbadas (14) o pastizales (10), en Sian Ka'an, Quintana Roo, lo cual atribuyó a las diferencias en la distribución de hábitats fragmentados a lo largo de la península. Por otra parte, Askins et al. (1992) registraron una mayor riqueza de parúlidos migratorios en las selvas conservadas (15 especies) que en la vegetación secundaria y jardines (8 especies) en las Islas Vírgenes de Estados Unidos, un fenómeno que explicaron debido a la desproporcionada abundancia de parúlidos que utilizan el bosque conservado como hábitat

primario en estas islas del Caribe. Finalmente, Smith et al. (2001) reportaron un número similar de especies migratorias en las selvas conservadas y en estado de sucesión en Calakmul, Campeche, argumentando que las selvas de la región se recuperan rápidamente del disturbio, lo cual permite una rápida recolonización y el establecimiento de comunidades de aves propias de la selva madura en sitios sucesionales. Es de notar que cada uno de los casos anteriores propone un proceso explicativo particular para esta tendencia, lo cual impide ofrecer una explicación general, pero sugiere que ésta puede ser multifactorial.

El papel de la estructura de la vegetación en la distribución de Passeriformes migratorios

Es indudable que las aves migratorias se distribuyen de forma no azarosa a través de una amplia gama de tipos de vegetación en la Península de Yucatán (Lynch 1992, Petit et al. 1992, Deppe y Rotenberry 2008). Desde 1974, Tramer sugería que las aves migratorias de la península utilizan hábitats con una complejidad estructural relativamente baja; sin embargo, apuntaba que la escasa información sobre su ecología en esta región, y en general en el Neotrópico, no permitía dar una explicación definitiva a dichos patrones. Cuatro décadas después, los factores ecológicos causales de la preferencia de las aves migratorias por los sitios simples en estructura o con algún grado de disturbio aún son poco claros (Tramer 1974, Blake y Loiselle 1992, Hutto 1992, Petit et al. 1992, Rodewald y Brittingham 2004).

A nivel de comunidad, los resultados obtenidos indican que el área basal, el número de plantas, la altura máxima de la vegetación y la cobertura del suelo fueron irrelevantes para explicar la riqueza de especies de Passeriformes migratorios y que ninguna de las características estructurales de la vegetación se correlacionó con la tasa de captura. Sin embargo, existió de una fuerte correlación negativa entre la riqueza de especies y la diversidad de estratos foliares (DEF), la altura promedio de la vegetación y la cobertura de dosel. Aunque estas correlaciones no implican necesariamente causalidad, puede inferirse que las aves están respondiendo a las variables que se han medido o al menos a características no medidas que están fuertemente asociadas con dichas variables, lo que permite realizar interpretaciones biológicas significativas sobre ellas (Roth 1976, Wiens y Rotenberry 1981).

Es relevante el hecho de que las correlaciones obtenidas son opuestas a lo reportado ampliamente para las comunidades de aves en el Neártico (e.g., MacArthur y MacArthur 1961, Karr y Roth 1971, Rotenberry y Wiens 1980, Erdelen 1984, Powell y Steidl 2015). A diferencia de lo que se observa en sus áreas reproductivas, en el sitio de estudio la mayor parte de las especies se concentró en los tipos de vegetación estructuralmente simples (dunas costeras y manglar), incluso aquellas que se reproducen en bosques templados de gran altura en Estados Unidos y Canadá (e.g., *Helmitheros vermivorus*, *Limnothlypis swainsonii* y *Setophaga magnolia*). Lo anterior sugiere que no es general la tendencia de las aves migratorias de conservar una preferencia hacia hábitats similares a los que utilizan en sus sitios de reproducción, como sugieren algunos autores (e.g., Rappole 1983, Moore et al. 1995, Deppe y Rotenberry 2008), por lo que esta consistencia interestacional en la preferencia de hábitat explica de forma limitada la distribución de estas especies durante el invierno (Petit et al. 1992).

Por lo general, la estructura de la vegetación se interpreta como una medida sustitutiva de variables correlacionadas, como la abundancia de alimento o el riesgo de depredación, que influyen en un componente de la aptitud biológica (Milesi et al. 2006). De esta manera, es posible que la estructura de la vegetación no sea *per se* la determinante de la distribución de riqueza de especies, sino algún factor, o factores ecológicos, asociados a ella. La abundancia y distribución de alimento puede tener un gran peso en tal distribución, ya que están relacionadas con la estructura de la vegetación (Hutto 1985, Milesi et al. 2008, Azpiroz y Blake 2015). En algunos estudios se ha indicado que los hábitats con una estructura simple poseen una mayor cantidad de alimento (e.g., frutos e insectos) debido a la gran cantidad de arbustos y plántulas que poseen, atrayendo a un gran número de especies de aves dada la abundancia de recursos y la relativa facilidad para obtenerlos (Martin 1985, Levey 1988, Rodewald y Brittingham 2004, Studts y Marra 2005). En este trabajo no se tomaron datos que puedan comprobar lo anterior, aunque otros autores no encontraron diferencias significativas en la cantidad de recursos alimenticios entre hábitats conservados y perturbados en diferentes sitios de la Península de Yucatán (Greenberg 1992, Petit et al. 1992). Esta explicación no podría ser del todo satisfactoria, pero tampoco debe rechazarse de forma rotunda.

La competencia interespecífica entre especies residentes y migratorias también se ha propuesto como un mecanismo explicativo de los patrones de distribución de las aves migratorias durante el invierno (Willis 1966, Leck 1976a, b; Cody 1974, Emlen 1973). Existe una idea

generalizada de que las especies migratorias son incapaces de competir con las residentes debido a que éstas últimas son más especializadas y han logrado ocupar todos los nichos dentro de las comunidades neotropicales, debido a que han evolucionado en estas regiones (Greenberg et al. 1993, Rappole 1995). Como consecuencia, las especies residentes desplazan a las migratorias hacia hábitats de menor calidad (i.e., sitios perturbados o con vegetación secundaria), por lo que se encuentran ausentes en hábitats primarios o de estructura compleja (Willis 1966, Karr 1976, Hutto 1989, Petit et al. 1993). Esto implicaría que las aves migratorias mostraran un alto grado de plasticidad ecológica (menor restricción de hábitat) y explotaran recursos temporales y de baja calidad (Rappole 1995).

No obstante, en este trabajo 36 especies de Passeriformes migratorios (68%) se capturaron sólo uno o dos tipos de vegetación (principalmente dunas costeras y manglar) y apenas ocho especies fueron generalistas. Resultados similares se han reportado en Costa Rica, donde el 40% de las aves migratorias ocupan un tipo de vegetación (Blake y Loiselle 1992), y en el oeste de México, donde hasta el 66% de estas especies son aparentemente especialistas de hábitat (Hutto 1992). En adición, Greenberg (1992) encontró que los individuos migratorios capturados en las selvas perturbadas de Sian Ka'an, Quintana Roo, presentaron la misma condición física (expresada como la cantidad de grasa corporal) que los capturados en selvas conservadas, además que la densidad de insectos entre ambos tipos de vegetación no tuvo diferencias significativas. Blake y Loiselle (1992) también demostraron que la cantidad de frutos entre tipos de vegetación no explicó la elevada riqueza de Passeriformes migratorios en las selvas perturbadas en Costa Rica. Por su parte, Petit et al. (1992) no encontraron evidencia de competencia por el alimento entre las aves residentes y migratorias en Belice, ni hallaron diferencias en la abundancia de artrópodos entre las selvas conservadas y las perturbadas. Lo anterior sugiere que las aves migratorias podrían ser igual de especializadas que las residentes y que ocupan un lugar específico como miembros de las comunidades neotropicales (Rappole 1983, Smith et al. 2001).

A pesar que el impacto de la competencia interespecífica entre las aves migratorias y residentes sobre las comunidades neotropicales ha sido discutido de forma frecuente, hasta ahora no existe un consenso sobre su importancia y los efectos sobre dichas comunidades (Sherry y Holmes 1996). Si bien en el presente estudio no se evaluó el efecto de la competencia o la distribución de alimento como variables explicativas de la distribución de Passeriformes migratorios, existe evidencia de que en realidad las aves migratorias no compiten con las

residentes por los recursos como el espacio o el alimento (e.g., Chipley 1976, Howe y De Steven 1979, Gradwohl y Greenberg 1980, Ewert y Askins 1991, Greenberg et al. 1993, Rappole 1995, O'Donnell et al. 2014). Sin embargo, es necesario efectuar más estudios de este tipo para reconocer la importancia de la competencia interespecífica como un proceso que define los patrones de distribución de las comunidades de Passeriformes migratorios en el Neotrópico.

A un nivel específico, los modelos lineales generalizados aplicados a cuatro de las ocho especies más abundantes en la región indicaron que cada una de ellas responde de forma diferencial a las variables de la estructura de la vegetación, y que a este nivel no se observan consistencias con lo obtenido a nivel de comunidad. Por ejemplo, la tasa de captura del Chipe Charquero (*Parkesia noveboracensis*) responde de forma positiva al número de plantas, un parámetro que no figuró en los análisis generales. En cambio, las tasas de captura de la Mascarita Común (*Geothlypis trichas*) y del Chipe de Magnolias (*Setophaga magnolia*) responden de forma negativa a la DEF, al igual que en el análisis a nivel de comunidad. Para otras especies, como el Chipe Dorado (*Protonotaria citrea*), el patrón de distribución de tasas de captura fue más complejo, al tener una respuesta positiva para DEF, el área basal y el número de plantas, pero negativa a la cobertura de dosel.

Esta variabilidad a nivel de especie fue encontrada también por Blake y Loiselle (1992) en algunas especies migratorias en Costa Rica. Por ejemplo, el Zorzal Moteado (*Hylocichla mustelina*) mostró una preferencia hacia sitios con dosel cerrado y sotobosque abierto, mientras que el Zorzal de Antejos (*Catharus ustulatus*) tendió a ocupar los sitios con grandes árboles y sotobosque denso. Aunado a esta variabilidad, las diferencias interespecíficas en las asociaciones de hábitat no son absolutas y pueden ser diferentes en otras regiones de Centroamérica y el Caribe (Hutto 1992, Lynch 1992) e incluso de una temporada de migración a otra (Kricher y Davis 1992). Por citar algunos casos, Lynch (1992) y Petit et al. (1992) registraron al Zorzal Moteado (*H. mustelina*) y al Chipe Encapuchado (*Setophaga citrina*) únicamente en las selvas conservadas, pero estas mismas especies fueron generalistas en Belice (Kricher y Davis 1992) y en el noreste de la Península de Yucatán (este estudio). Otro caso es el del Chipe Alas Azules (*Vermivora cyanoptera*), una especie clasificada por Lynch (1992) como especialista de selvas maduras, pero que en este trabajo se capturó exclusivamente en las dunas costeras y el manglar. El hecho de que en este estudio la captura de individuos se haya realizado durante la migración de

otoño, cuando la mayoría de las especies e individuos aún no se han establecido, puede explicar las diferencias en la preferencia de hábitat respecto a otros sitios del Neotrópico.

Existe la posibilidad de que la estructura de la vegetación por sí misma no sea capaz de explicar la distribución de las especies de aves migratorias en la Península de Yucatán, ya que otros factores, como la composición florística, pueden ejercer una influencia considerable a escala local (Smith et al. 2001, Deppe y Rotenberry 2008, Powell y Steidl 2015). Por ejemplo, Deppe y Rotenberry (2008) han sugerido que a pequeñas escalas espaciales, la distribución de aves migratorias en diferentes tipos de vegetación del norte de Yucatán está definida no sólo por la estructura de la vegetación, sino también por las especies vegetales predominantes. La influencia de uno u otro factor depende de la especie: mientras que para algunas la estructura parece ser determinante (e.g., *Protonotaria citrea* y *Setophaga ruticilla*), en otras es la florística (e.g., *Parkesia noveboracensis* y *Geothlypis trichas*) o ambas (e.g., *Vireo griseus*). Otros estudios han mostrado resultados consistentes con estos hallazgos (Whitmore 1975, Wiens y Rotenberry 1981, Rotenberry 1985, Powell y Steidl 2015), por lo que es recomendable tomar en cuenta el papel de la composición florística para trabajos futuros.

Una explicación histórica probable a los patrones de distribución de Passeriformes migratorios en el noreste de la Península de Yucatán

Es evidente que los factores ecológicos que determinan la selección de hábitat por las aves migratorias durante el invierno aún no se comprenden en su totalidad, en gran parte debido a la falta de trabajos con esta aproximación. Sin embargo, es probable que los patrones de distribución de Passeriformes migratorios encontrados en el noreste de la Península de Yucatán sean el reflejo de un proceso histórico que los ha modelado a lo largo del tiempo.

La estrecha franja de dunas costeras y manglares que bordea la costa norte de la Península de Yucatán ha representado la primera línea de tierra disponible para las aves migratorias que recién arriban de su migración transoceánica por el Golfo de México (Deppe y Rotenberry 2008). En sus estudios a lo largo de la península, López-Ornat y Lynch (1991) y Lynch (1992), reportaron que las abundancias más elevadas de aves, tanto migratorias como residentes, se alcanzan en las dunas costeras y que incluso algunas especies consideradas “especialistas” de las selvas maduras pueden utilizar este tipo de vegetación ocasionalmente. También hallaron que esta

asociación vegetal es aprovechada por un gran número de especies transitorias y comparte similitudes de composición con las milpas y acahuales (López-Ornat y Lynch 1991).

La línea costera de Quintana Roo ha sido sometida a constantes disturbios naturales, sobre todo huracanes. Lugo (1988) ha propuesto que la flora y fauna de la región del Caribe podría ser inusualmente resiliente al disturbio, debido al efecto frecuente de estos fenómenos meteorológicos. Los huracanes en el Golfo de México ocurren, por lo general, durante la temporada de migración, por lo que las aves migratorias no se ven afectadas directamente por estos fenómenos, sino por los efectos secundarios sobre la estructura de la vegetación de las regiones de invernada (Rotenberry et al. 1995). De esta forma, se ha sugerido que los sitios costeros perturbados por los huracanes podrían ser el hábitat primario histórico de un gran número de especies de aves migratorias, que probablemente comparten adaptaciones ante la exposición continua a estos ciclos de disturbio natural (Lugo 1988, Wunderle et al. 1992).

Lynch (1991) observó que luego del paso del huracán Gilberto (1988) en la costa este de Quintana Roo, la tasa de captura de aves migratorias en la selva incrementó casi al doble, cuando ocurrió una intensa defoliación del dosel y la selva adquirió una estructura más similar a un matorral. Además, encontró que el Vireo Ojos Blancos (*Vireo griseus*), una especie migratoria, se convirtió en la especie dominante de la comunidad, a pesar que antes del huracán rara vez se observaba en la selva conservada. Por su parte, Brooks y Stouffer (2011) encontraron que tras el paso del huracán Katrina (2005) en el sur de Mississippi, Estados Unidos, muchos árboles fueron derribados, generando nuevo hábitat para el Gorrión de Bachman (*Peucaea aestivalis*), el cual evita los sitios con un dosel cerrado.

Luego del paso de los huracanes a lo largo de las costas del Golfo de México y el Caribe, las poblaciones de aves de la vegetación costera incrementan debido al movimiento local de especies migratorias que habitan las selvas conservadas (e.g., *Mniotilta varia*, *Setophaga ruticilla* y *Setophaga americana*) y que pueden aprovechar los sitios defoliados (Lynch 1991, Wunderle et al. 1992, Rotenberry et al. 1995). Los huracanes pueden causar modificaciones temporales en el uso de hábitat, atribuidas a cambios en los estrato de forrajeo y la estructura de la vegetación (Wunderle et al. 1992, Rotenberry et al. 1995), que se han conservado a través del tiempo evolutivo, explicando la distribución particular de los Passeriformes migratorios en el noreste de la Península de Yucatán.

La vegetación costera tiene una tasa de recuperación rápida comparada con la de las selvas del interior del continente, por lo que es utilizada como hábitat primario por muchas especies de aves migratorias y como refugio por otras especies consideradas “especialistas” de las selvas conservadas, luego de la perturbación generada por los huracanes (Rotenberry et al. 1995). La vegetación perturbada también es importante para la supervivencia de las especies de aves migratorias, pues el efecto de los huracanes sobre este tipo de vegetación es bajo y su recuperación también es rápida (Rotenberry et al. 1995). Esto a su vez explicaría la gran abundancia y riqueza de aves migratorias en las selvas perturbadas, milpas y acahuals (Lynch 1991, 1992; Kricher y Davis 1992).

VII. CONCLUSIONES

A pesar del gran interés en la conservación de las aves migratorias neártico-neotropicales, relativamente pocos estudios han examinado los procesos y factores ecológicos implicados en el uso y selección de hábitat por estas especies en el Neotrópico. En este trabajo se obtuvo evidencia de que tres variables de la estructura de la vegetación (diversidad de estratos foliares, cobertura de dosel y altura promedio) se correlacionan de forma negativa con la riqueza de Passeriformes migratorios en el noreste de la Península de Yucatán. Sin embargo, se enfatiza que los sesgos inherentes del uso de redes de niebla pudieron haber influido en la obtención de estos resultados, por lo que su interpretación debe ser cautelosa.

La explicación ecológica para los patrones de distribución de Passeriformes migratorios encontrados en este estudio es poco clara. La dificultad de distinguir el o los factores principales que los definen se debe a que muchos de ellos están correlacionados e involucrados en la selección del hábitat y actúan a diferentes escalas (Hutto 1985, Milesi et al. 2006, Deppe y Rotenberry 2008). No obstante, también se propone que este grupo de especies aprovecha la línea costera del norte de la Península de Yucatán al ser el primer sitio disponible luego de su migración trans-Golfo, donde la vegetación de dunas costeras y manglares tienen una elevada tasa de recuperación de los efectos de los huracanes, comparados con la de las selvas tropicales del interior del continente.

Las aves migratorias representan un elemento clave de las comunidades neotropicales y tienen un papel importante en su dinámica (Rappole 1995, Stotz et al. 1996). Lamentablemente, una de las principales amenazas para sus poblaciones es la alteración, reducción y fragmentación de los hábitats en Latinoamérica (Robbins et al. 1989, Askins et al. 1990, Finch 1991, Keller y Yahner 2006). Entonces, el estudio de la ecología de los patrones de distribución de aves migratorias en el Neotrópico adquiere una importancia capital, ya que éstos hábitats invernales generan diferencias en la condición individual que pueden trasladarse a subsecuentes estadios del ciclo anual de las aves migratorias, como la migración de regreso al norte, la fecha de llegada al Neártico y el éxito reproductivo (Marra et al. 1998, Norris et al. 2004, Studds y Marra 2005).

Por otra parte, considerar la estructura de la vegetación en trabajos futuros debe ser importante, ya que tiene una respuesta relativamente lenta a los efectos del cambio climático,

particularmente en ambientes forestales, lo que provocaría una baja respuesta de las especies de aves a los cambios que subyacen en la elección del hábitat en las próximas décadas (Betts et al. 2008). Además, la estructura de la vegetación puede dar indicios sobre los efectos potencialmente negativos de la destrucción de los hábitats tropicales para las aves migratorias, sobre todo para las especies especialistas (Stotz et al. 1996). Considerando que 34 especies (i.e., el 64% de la riqueza de Passeriformes migratorios registrados en este estudio) utilizan únicamente las dunas costeras y el manglar como hábitats primarios, y que ambos tipos de vegetación son extremadamente frágiles y vulnerables en la península (Moreno-Casasola y Espejel 1986, Valdéz-Hernández e Islebe 2011), la importancia de implementar acciones de conservación es prioritaria. Sin embargo, los planes de conservación de las aves requerirán que todos los tipos de vegetación (y sus estados sucesionales) estén presentes (Schwab et al. 2006).

La imposibilidad de dar una explicación única y definitiva para los patrones de distribución de las comunidades de Passeriformes migratorios durante el invierno, se debe a la existencia de una gran variación interespecífica ante las variables de la estructura de la vegetación y las preferencias de hábitat (Greenberg 1986, 1992, Hutto 1992, Petit et al. 1992). Esta variación puede ser incluso más compleja durante el periodo de migración, en el que existe un elevado recambio de especies e individuos. Considerar a las aves migratorias como grupo puede no ser útil para fines de conservación (Hutto 1980, 1992). Es por ello que se recalca la necesidad de realizar estudios a nivel específico, pues a menos que los requerimientos de hábitat de las especies sean conocidos, la eficacia de las estrategias de conservación implementadas en sus sitios de reproducción y migración será limitada.

LITERATURA CITADA

- Askins, R. A., D. Ewert y R. L. Norton. 1992. Abundance of wintering migrants in fragmented and continuous forests in the U.S. Virgin Islands. Pp. 197-206, en: J. M. Hagan y D. W. Johnston (eds.). Ecology and conservation of Neotropical migrant landbirds. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C.
- Askins, R. A., J. F. Lynch y R. Greenberg. 1990. Population declines in migratory birds in eastern North America. *Current Ornithology*, 7:1-57.
- Azpiroz, A. B. y J. G. Blake. 2015. Associations of grassland birds with vegetation structure in the Northern Campos of Uruguay. *Condor*, 118:12-23.
- Barton, P. S., K. Ikin, A. L. Smith, C. MacGregor y D. B. Lindenmayer. 2014. Vegetation structure moderates the effect of fire on bird assemblages in a heterogeneous landscape. *Landscape Ecology*, 29:703-714.
- Berlanga, H., H. Gómez de Silva, V. Vargas, V. Rodríguez, L. A. Sánchez, R. Ortega y R. Calderón. 2015. Aves de México. Lista actualizada de especies y nombres comunes. CONABIO-NABCI México. Ciudad de México.
- Betts, M. G., A. S. Hadley, N. Rodenhouse y J. J. Nocera. 2008. Social information trumps vegetation structure in breeding-site selection by a migrant songbird. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 275:2257-2263.
- Blake, J. G. y B. A. Loiselle. 1992. Habitat use by neotropical migrants at La Selva Biological Station and Braulio Carrillo National Park, Costa Rica. Pp. 257-271, en: J. M. Hagan y D. W. Johnston (eds.). Ecology and conservation of Neotropical migrant landbirds. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C.
- Block, W. M. y L. A. Brennan. 1993. The habitat concept in ornithology: theory and applications. Pp. 35-91 en: D. M. Power (ed.). *Current Ornithology*. Plenum Press. Nueva York.
- Böhning-Gaese, K. 1997. Determinants of avian species richness at different spatial scales. *Journal of Biogeography*, 24:49-60.

- Brooks, M. E. y P. C. Stouffer. 2011. Interspecific variation in habitat preferences of grassland birds wintering in southern pine savannas. *Wilson Journal of Ornithology*, 123:65-75.
- Canfield, R. 1941. Application of the line-intercept method in sampling range vegetation. *Forestry*, 39:388-396.
- Chiple, R. M. 1976. The impact of wintering migrant wood warblers on resident insectivorous passerines in a subtropical Colombian oak woods. *Living Bird*, 15:119-141.
- Cody, M. L. 1968. On the methods of resource division in grassland bird communities. *American Naturalist*, 102:107-147.
- Cody, M. L. 1974. *Competition and the structure of bird communities*. Princeton University Press. Princeton, Nueva Jersey.
- Cody, M. L. 1981. Habitat selection in birds: the roles of vegetation structure, competitors, and productivity. *BioScience*, 31:107-113.
- Colwell, R. K. 2013. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.0 <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>.
- Cueto, V. R. y J. L. Casenave. 1999. Determinants of bird species richness: role of climate and vegetation structure at a regional scale. *Journal of Biogeography*, 26:487-492.
- Davis, S. K. 2005. Nest-site selection patterns and the influence of vegetation on nest survival of mixed-grass prairie passerines. *Condor*, 107:605-616.
- Deppe, J. L. y J. T. Rotenberry. 2005. Temporal patterns in fall migrant communities in Yucatan, Mexico. *Condor*, 107:228-243.
- Deppe, J. L. y J. T. Rotenberry. 2008. Scale-dependent habitat use by fall migratory birds: vegetation structure, floristics, and geography. *Ecological Monographs*, 78:461-487.
- Donnelly, R. y J. M. Marzluff. 2006. Relative importance of habitat quantity, structure, and spatial pattern to birds in urbanizing environments. *Urban Ecosystems*, 9:99-117.
- Emlen, J. T. 1973. Territorial aggression in wintering warblers at Bahama agave blossoms. *Wilson Bulletin*, 85:71-74.
- Erdelen, M. 1984. Bird communities and vegetation structure. I: correlations and comparisons of simple and diversity indices. *Oecologia*, 61:277-284.

- Estrada, A., P. Cammarano y R. Coates-Estrada. 2000. Bird species richness in vegetation fences and in strips of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 9:1399-1416.
- Ewert, D. N. y R. A. Askins. 1991. Flocking behaviour of migratory warblers in winter in the Virgin Islands. *Condor*, 93:864–868.
- Finch, D. M. 1991. Population ecology, habitat requirements, and conservation of Neotropical migratory birds. U.S. Forest Service General Technical Report RM-205, Rocky Mountain Forest y Range Experiment Station. Fort Collins, Colorado.
- Flores, J. S. 1992. Vegetación de las islas de la Península de Yucatán: florística y etnobotánica. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán.
- Gill, F y D. Donsker (eds). 2017. IOC World Bird List (v 7.1). <www.worldbirdnames.org>
- Gradwohl, J. y R. Greenberg. 1980. The formation of antwren flocks on Barro Colorado Island, Panama. *Auk*, 97:385-395.
- Greenberg, R. 1986. Competition in migrant birds in the nonbreeding season. *Current Ornithology* 3:281-307.
- Greenberg, R. 1992. Forest migrants in non-forest habitats on the Yucatan Peninsula. Pp. 273-286 en: J. M. Hagan y D. W. Johnston (eds.). *Ecology and conservation of Neotropical migrant landbirds*. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C.
- Greenberg, R., D. K. Niven, S. Hopp y C. Boone. 1993. Frugivory and coexistence in a resident and a migratory vireo on the Yucatan Peninsula. *Condor* 95:990-999.
- Guisande, C., A. Vaamonde y A. Barreiro. 2011. Tratamiento de datos con R, STATISTICA y SPSS. Ediciones Díaz de Santos. Madrid.
- Hildén, O. 1965. Habitat selection in birds: a review. *Annales Zoologici Fennici*. 2:53-75.
- Hoekman, S. T., I. J. Ball y T. S. Fondell. 2002. Grassland birds orient nests relative to nearby vegetation. *Wilson Bulletin*, 114:450–456.
- Howe, H. F. y D. De Steven, D. 1979. Fruit production, migrant bird visitation, and seed dispersal of *Guarea glabra* in Panama. *Oecologia*, 39:185-196.
- Howell, S. N. G. y S. Webb. 1995. *A Guide to the Birds of Mexico and Northern Central America*. Oxford University Press. Nueva York.

- Hutto, R. L. 1980. Winter habitat distribution of migratory land birds in western Mexico, with special reference to small foliage-gleaning insectivores. Pp. 181-203 en: A. Keat y E. S. Morton (eds.). *Migrant Birds in the Neotropics: Ecology, Behavior, Distribution, and Conservation*. Smithsonian Institution Press. Washington.
- Hutto, R. L. 1985. Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds. Pp. 455-476. En: M. L. Cody (ed.). *Habitat Selection in Birds*. Academic Press Inc. Orlando, Florida.
- Hutto, R. L. 1986. Migratory land birds 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 western Mexican tropical deciduous forest: a conservation perspective. *Conservation Biology*, 3:138-148.
- Hutto, R. L. 1992. Hábitat distribution of migratory landbird species in western Mexico. Pp. 221-2039, en: J. M. Hagan y D. W. Johnston (eds.). *Ecology and conservation of Neotropical migrant landbirds*. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C.
- Hutto, R. L., S. M. Pletschet, y P. Hendricks. 1986. A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *The Auk*, 103: 593-602.
- IBM Corp. 2011. *IBM SPSS Statistics for Windows, version 20.0*. Armonk, Nueva York.
- INE, Instituto Nacional de Ecología. 1997. *Programa de Manejo del Parque Nacional Isla Contoy*. México.
- James, F. C. 1971. Ordinations of habitat relations among breeding birds. *The Wilson Bulletin*, 83:215-236.
- James, F. C. y H. H. Shugart, Jr. 1970. A quantitative method of habitat description. *Audubon Field Notes*, 24:727-736.
- James, F. C. y N. O. Warner. 1982 Relationships between temperate forest bird communities and vegetation structure. *Ecology*, 63:159-171.
- Jankowski, J. E., C.L. Merkord, W. F. Rios, K .G. Cabrera, N. S. Revilla y M. R. Silman. 2013. The relationship of tropical bird communities to tree species composition and vegetation structure along an Andean elevational gradient. *Journal of Biogeography*, 40:950-962.

- Karr, J. R. 1976. On the relative abundance of migrants from the north temperate zone in tropical habitats. *Wilson Bulletin*, 88:433-458.
- Karr, J. R. 1981. Surveying birds with mist nets. *Studies in Avian Biology*, 6:62-67.
- Karr, J. R. y R. R. Roth. 1971. Vegetation structure and avian diversity in several New World areas. *American Naturalist*, 105:423-435.
- Keller, G. S. y R. H. Yahner. 2006. Declines of migratory songbirds: evidence for wintering-ground causes. *Northeastern Naturalist*, 13:83-92.
- Keyes, B. E. y C. E. Grue. 1982. Capturing birds with mist nets: a review. *North American Bird Bander*, 7:2-14.
- Kricher, J. C. y W. E. Davis, Jr. 1992. Patterns of avian species richness in disturbed and undisturbed habitats in Belize. Pp. 240-246 en: J. M. Hagan y D. W. Johnston (eds.). *Ecology and conservation of Neotropical migrant landbirds*. Smithsonian Institution Press. Washington, DC.
- Leck, C. F. 1972a. Seasonal changes in feeding pressures of fruit-and nectar-eating birds in Panama. *Condor*, 74:54-60.
- Leck, C. F. 1972b. The impact of some North American migrants at fruiting trees in Panama. *Auk*, 89:842-850.
- Lepage, D. 2016. Avibase. The World Bird Database. Yucatan Peninsula. <<http://www.avibase.bsc-eoc.org>>
- Levey, D. J. 1988. Spatial and temporal variation in Costa Rican fruits and fruit-eating bird abundance. *Ecological Monographs*, 58:251-269.
- Lima, S. 1993. Ecological and evolutionary perspectives on escape from predatory attack: a survey of North American birds. *Wilson Bulletin*, 105:1-47.
- López-Ornat y J. F. Lynch, J. F. 1990. Landbird communities of the coastal dune scrub in the Yucatan Peninsula: species composition, ecology and zoogeographic affinities. *Vida Silvestre Neotropical*, 2:21-31.
- López-Ornat, A. L. y R. Greenberg. 1990. Sexual segregation by habitat in migratory warblers in Quintana Roo, Mexico. *The Auk*, 107:539-543.

- Lugo, A. E. 1988. Estimating reductions in the diversity of tropical forest species. Pp. 58-70, en: E. O. Wilson (ed.). Biodiversity. National Academic Press. Whashington, D. C.
- Lynch, J. F. 1989. Distribution of overwintering nearctic migrants in the Yucatan peninsula, I: general patterns of occurrence. *Condor*, 91:515-544.
- Lynch, J. F. 1991. Effects of Hurricane Gilbert on birds in a dry tropical forest in the Yucatan peninsula. *Biotropica*, 23:488-496.
- Lynch, J. F. 1992. Distibution of owerwintering Neartic migrants in the Yucatan Peninsula, II: use of native annd human-modified vegetation. Pp. 178-195, en: J. M. Hagan y D. W. Johnston (eds.). Ecology and conservation of Neotropical migrant landbirds. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C.
- Lynch, J. F. y D. F. Whigham. 1984. Effects of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland, USA. *Biological Conservation*, 28:287-324.
- MacArthur, R. H. 1964. Environmental factors affecting bird species diversity. *American Naturalist*, 98:387-397.
- MacArthur, R. H. y J. W. MacArthur. 1961. On bird species diversity. *Ecology*, 42:594-598.
- MacArthur, R. H., H. Recher y M. L. Cody. 1966. On the relation between habitat selection and species diversity. *American Naturalist*, 100:319-332.
- MacArthur, R. H., J. W. MacArthur y J. Preer. 1962. On bird species diversity. II. Prediction of bird census from habitat measurements. *American Naturalist*, 96:167-174.
- MacKinnon, B. y J. Acosta. 2003. Critical habitat for migratory land birds in Banco Chinchorro, Quintana Roo, Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 73:171-186.
- MacKinnon, B., J. L. Deppe y A. Celis-Murillo. 2011. Birds of the Yucatan Peninsula in Mexico: an update on the status and distribution of selected species. *North American Birds*, 65:538-552.
- Magurran, A. 1988. *Ecological Biodiversity and its Measurement*. Princeton University Press. Princeton, Nueva Jersey.
- Marra, P. P., K. A. Hobson y R. T. Holmes. Linking winter and summer events in a migratory bird by using stable-carbon isotopes. *Science*, 282:1884-1886.

- Martin, T. E. 1985. Selection of second-growth woodlands by frugivorous migrants birds in Panama: an effect of fruit size and plant density? *Journal of Tropical Ecology*, 1:157-170.
- Martin, T. E. 1985. Selection of second-growth woodlands by frugivorous migrant birds in Panama: an effect of fruit size and plant density? *Journal of Tropical Ecology*, 1:157-170
- Matteucci, D. S. y A. Colma. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Washington, D.C.
- Milesi, F. A., J. L. De Casenave y V. R. Cueto. 2008. Selection of foraging sites by desert granivorous birds: vegetation structure, seed availability, species-specific foraging tactics, and spatial scale. *Auk*, 125:473-484.
- Miranda, F. 1958. Estudios acerca de la vegetación. Pp. 215-217 en: Los recursos naturales del sureste y su aprovechamiento. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables. México, D.F.
- Moore, F., S. Gauthreaux, P. Kerlinger y T. Simons. 1995. Habitat requeriments during migration: important link in conservation. Pp. 121-141 en: T. Martin y D. Finch (eds.). *Ecology and Management of Neotropical Migratory Birds*. Oxford University Press. Oxford.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, España.
- Moreno-Casasola, P. e I. Espejel. 1986. Classification and ordination of coastal sand dune vegetation along the Gulf and Caribbean Sea of Mexico. *Vegetatio* 66:147-182.
- Mostacedo, B. y T. S. Fredericksen. 2000. Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal. Santa Cruz, Bolivia.
- Muhamad, D., S. Okubo, T. Miyashita y K. Takeuchi. 2013. Effects of habitat type, vegetation structure, and proximity to forests on bird species richness in a forest-agricultural landscape of West Java, Indonesia. *Agroforestry Systems* 87:1247-1260.
- Norris, D. R., P. P. Marra, T. K. Kyser, T. W. Sherry y L. M. Ratcliffe. 2004. Tropical winter habitat limits reproductive success on the temperate breeding grounds in a migratory bird. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 271:59-64.

- O'Donnell, S., A. Kumar y C. J. Logan. 2014. Do Nearctic migrant birds compete with residents at army ant raids? A geographic and seasonal analysis. *Wilson Journal of Ornithology*, 126: 474-487.
- Pérez-Cortez, S., P. L. Enríquez, D. Sima-Panti, R. Reyna-Hurtado y E. J. Naranjo. 2012. Influencia de la disponibilidad de agua en la presencia y abundancia de *Tapirus bairdii* en la selva de Calakmul, Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83:753-761.
- Petit, D. R., L. J. Petit y K. G. Smith. 1992. Habitat associations of migratory birds overwintering in Belize, Central America. Pp. 247-256, en: J. M. Hagan y D. W. Johnston (eds.). *Ecology and conservation of Neotropical migrant landbirds*. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C.
- Powell, B. F. y R. J. Steidl. 2015. Influence of vegetation on montane riparian bird communities in the Sky Islands of Arizona, USA. *The Southwestern Naturalist*, 60:65-71.
- Ralph, C. J., G. Geupel, P. Pyle, T. E. Martin, D. F. DeSante y B. Milá. 1996. *Manual de Métodos de Campo para el Monitoreo de Aves Terrestres*. United States Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station.
- Raman, T. S. 2006. Effects of habitat structure and adjacent habitats on birds in tropical rainforest fragments and shaded plantations in the Western Ghats, India. *Biodiversity and Conservation*, 15:1577-1607.
- Rappole, J. H. 1983. Aves migratorias neárticas en comunidades templadas y tropicales. *Hornero*, 12:208-211
- Rappole, J. H. 1995. *The Ecology of Migrant Birds: a Neotropical Perspective*. Smithsonian Institution Press. Washington, D. C.
- Rappole, J. H., K. Winker y G. V. N. Powell. 1998. Migratory bird habitat use in southern Mexico: mist nets versus point counts. *Journal of Field Ornithology*, 69:635-643.
- Recher, H. F. 1969. Bird species diversity and habitat diversity in Australia and North America. *American Naturalist*, 103:75-80.
- REEE, Reserva Ecológica El Edén. 2010. <<http://reservaeleden.org>>.
- Remsen, J. V. y D. A. Good. 1996. Misuse of data from mist-net captures to assess relative abundance in bird populations. *Auk*, 113:381-398.

- Robbins, C. S., J. R. Sauer, R. S. Greenberg y S. Droege. 1989. Population declines in North American birds that migrate to the neotropics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 86:7658-7662.
- Rodewald, P. G. y M. C. Brittingham. 2004. Stopover habitats of landbirds during fall: use of edge-dominated and early-successional forests. *Auk*, 121:1040-1055.
- Rotenberry, J. T. 1985. The role of habitat in avian community composition: physiognomy or floristics? *Oecologia*, 67:213-217.
- Rotenberry, J. T. y J. A. Wiens. 1980. Habitat structure, patchiness, and avian communities in North American steppe vegetation: a multivariate analysis. *Ecology*, 61:1228-1250.
- Rotenberry, J. T., R. J. Cooper, J. P. Wunderle y K. G. Smith. 1995. When and how are populations limited? The roles of insects outbreaks, fire, and other natural perturbations. Pp. 55-84, en: T. E. Martin y D. M. Finch (eds.). *Ecology and Management of Neotropical Migratory Birds*. Oxford University Press. Oxford.
- Roth, R. R. 1976. Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology*, 57:773-782.
- Rousseau, J. S., J. P. L. Savard y R. Titman. 2015. Shrub-nesting birds in urban habitats: their abundance and association with vegetation. *Urban Ecosystems*, 18:871-884.
- Ruiz-Sánchez, A., K. Renton y R. Rueda-Hernández. 2016. Winter habitat disturbance influences density and territory size of a Neotropical migratory warbler. *Journal of Ornithology*, DOI 10.1007/s10336-016-1368-9.
- Rzedowski, J., 2006. *Vegetación de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D.F.
- Sánchez, R. L. y S. Rebollar. Deforestación en la Península de Yucatán, los retos a enfrentar. *Maderas y Bosques*, 5:3.17.
- Schwab, F. E., N. P. Simon y A. R. Sinclair. 2006. Bird-vegetation relationships in southeastern British Columbia. *Journal of Wildlife Management*, 70:189-197.
- Shapiro, S. S. y M. B. Wilk. 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52:591-611.
- Sherry, T. W. y R. T. Holmes. 1995. Summer versus winter limitation of populations: what are the issues and what is the evidence? Pp. 85-120, en: T. E. Martin y D. M. Finch (eds.).

- Ecology and Management of Neotropical Migratory Birds. Oxford University Press. Oxford.
- Sherry, T. W. y R. T. Holmes. 1996. Winter habitat quality, population limitation, and conservation of Neotropical-Nearctic migrant birds. *Ecology*, 77:36-48.
- Silkey, M., N. Nur y G. R. Geupel. 1999. The use of mist-net capture rates to monitor annual variation in abundance: a validation study. *Condor*, 101:288-298.
- Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163:688.
- Skowno, A. L. y W. J. Bond. 2003. Bird community composition in an actively managed savanna reserve, importance of vegetation structure and vegetation composition. *Biodiversity and Conservation*, 12:2279-2294.
- Smith, A. L., J. S. Ortiz y R. J. Robertson. 2001. Distribution patterns of migrant and resident birds in successional forests of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Biotropica*, 33:153-170.
- Somveille, M., A. S. Rodrigues y A. Manica. 2015. Why do birds migrate? A macroecological perspective. *Global Ecology and Biogeography*, 24:664-674.
- Stirnemann, I. A., K. Ikin, P. Gibbons, W. Blanchard y D. B. Lindenmayer. 2015. Measuring habitat heterogeneity reveals new insights into bird community composition. *Oecologia*, 177:733-746.
- Stotz, D. F., J. W. Fitzpatrick. T. A. Parker y D. K. Moskovits. 1996. *Neotropical Birds. Ecology and Conservation*. University of Chicago Press. Chicago, Illinois.
- Studds, C. E. y P. P. Marra. 2005. Nonbreeding habitat occupancy and population processes: an upgrade experiment with a migratory bird. *Ecology*, 86:2380-2385.
- Tramer, E. J. 1969. Bird species diversity: components of Shannon's formula. *Ecology* 50:927-929.
- Tramer, E. J. 1974. Proportions of wintering North American birds in disturbed and undisturbed dr tropical habitats. *Condor*, 76:460-464.
- UADY, Universidad Autónoma de Yucatán. 1999. *Atlas de Procesos Territoriales de Yucatán*. Universidad Autónoma de Yucatán, Merida.

- Valdéz-Hernández, M. y G. A. Islebe. 2011. Tipos de vegetación en Quintana Roo. Pp. 32-36 en: C. Pozo (ed.). Riqueza Biológica de Quintana Roo. Un análisis para su conservación. Tomo 2. ECOSUR, CONABIO, Gobierno del Estado de Quintana Roo. México, D.F.
- Wen, W., N. Maruyama, L. Bo-wen, H. Morimoto y G. Zhong-xin. 2002. Relationships between bird communities and vegetation structure in Honghua'erji, northern Inner Mongolia. *Journal of Forestry Research*, 13:294-298.
- Whitmore, R. C. 1975. Habitat ordination of passerine birds of the Virgin River Valley, southwestern Utah. *The Wilson Bulletin*, 87:65-74.
- Whittingham, M. J., C. L. Devereux, A. D. Evans y R. B. Bradbury. 2006. Altering perceived predation risk and food availability: management prescriptions to benefit farmland birds on stubble fields. *Journal of Applied Ecology* 43:640-650.
- Wiens, J. A. 1974. Habitat heterogeneity and avian community structure in North American grasslands. *American Naturalist*, 91:195-213.
- Wiens, J. A. 1989. *The Ecology of Bird Communities. Volume 1: Foundations and Patterns.* Cambridge University Press, Cambridge.
- Wiens, J. A. y J. T. Rotenberry. 1981. Habitat associations and community structure of birds in shrubsteppe environments. *Ecological Monographs*, 51:21-41.
- Willis, E. O. 1966. The role of migrant birds at swarms of army ants. *Living Bird*, 5:187-231.
- Willson, M. F. 1974. Avian community organization and habitat structure. *Ecology*, 55:1017-1029.
- Wunderle, J. M., D. J. Lodge y R. B. Waide. 1992. Short-term effects of Hurricane Gilbert on terrestrial bird populations on Jamaica. *Auk*, 109:148-166.

ANEXO 1. Lista avifaunística de la comunidad de Passeriformes migratorios durante la migración de otoño de 2014 en el noreste de la Península de Yucatán. Se sigue el orden taxonómico propuesto por la World Bird List v.7.1 del International Ornithological Committee (Gill y Donsker 2017). Los nombres comunes en español fueron tomados de Berlanga et al. (2015). **Estacionalidad** (Est), I. Visitante de invierno. T. Transitoria. **Tipos de vegetación**, D.= Dunas costeras, M= Manglar, SI= Sabana inundable, SP= Selva mediana subperennifolia perturbada, SC= Selva mediana subperennifolia conservada. Se muestra la tasa de captura (no. individuos/100 horas-red) por especie en cada tipo de vegetación.

ORDEN	Familia	Nombre común en español	Est	Tipos de vegetación				
				D	M	SI	SP	SC
PASSERIFORMES								
Tyrannidae								
	<i>Contopus cooperi</i>	Papamoscas Boreal	T	0.11	0.11			
	<i>Contopus virens</i>	Papamoscas del Este	T	0.32	0.32	2.21		
	<i>Empidonax flaviventris</i>	Papamoscas Vientre Amarillo	I	0.11				
	<i>Empidonax traillii</i>	Papamoscas Saucero	T	1.60	1.60			
	<i>Empidonax alnorum</i>	Papamoscas Ailero	T	1.18	0.32			
	<i>Empidonax minimus</i>	Papamoscas Chico	I		0.11	0.74		
	<i>Tyrannus tyrannus</i>	Tirano Dorso Negro	T	0.21				
	<i>Myiarchus crinitus</i>	Papamoscas Viajero	I	0.11	0.21			
Vireonidae								
	<i>Vireo griseus</i>	Vireo Ojos Blancos	I	2.99	1.39	0.74		
	<i>Vireo flavifrons</i>	Vireo Garganta Amarilla	I	0.11	0.11			
	<i>Vireo olivaceus</i>	Vireo Ojos Rojos	T	1.28	1.39	5.15	0.74	2.35

ANEXO 1. Continuación.

ORDEN	Familia	Nombre común en español	Est	Tipos de vegetación				
				D	M	SI	SP	SC
PASSERIFORMES								
Hirundinidae								
	<i>Progne subis</i>	Golondrina Azulnegra	T		0.21			
	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	Golondrina Alas Aserradas	I	0.21				
	<i>Hirundo rustica</i>	Golondrina Tijereta	T	1.18				
Mimidae								
	<i>Dumetella carolinensis</i>	Maullador Gris	I	2.99	3.21	1.47	0.74	
Turdidae								
	<i>Catharus minimus</i>	Zorzal Cara Gris	T	0.11	0.11			
	<i>Catharus ustulatus</i>	Zorzal de Anteojos	T	0.32	1.18	0.74	1.47	0.57
	<i>Hylocichla mustelina</i>	Zorzal Moteado	I	0.11			0.74	0.59
Parulidae								
	<i>Seiurus aurocapilla</i>	Chipe Suelero	I	0.64	2.35	1.47	4.41	2.94
	<i>Helmitheros vermivorus</i>	Chipe Gusanero	I	0.53	0.32		0.74	
	<i>Parkesia noveboracensis</i>	Chipe Charquero	I	5.88	11.23	7.35	10.29	2.35
	<i>Vermivora cyanoptera</i>	Chipe Alas Azules	I	0.11	0.21			
	<i>Mniotilta varia</i>	Chipe Trepador	I	0.64	1.60	0.74	1.47	0.59
	<i>Protonotaria citrea</i>	Chipe Dorado	I	1.07	0.96	10.29	5.15	1.18
	<i>Limnothlypis swainsonii</i>	Chipe Corona Café	I	0.64	1.50		0.74	

ANEXO 1. Continuación.

ORDEN	Familia	Nombre común en español	Est	Tipos de vegetación				
				D	M	SI	SP	SC
PASSERIFORMES								
Parulidae								
	<i>Leiothlypis peregrina</i>	Chipe Peregrino	T	2.14	0.43			
	<i>Geothlypis trichas</i>	Mascarita Común	I	9.30	4.39	0.74	0.74	
	<i>Setophaga citrina</i>	Chipe Encapuchado	I	1.07	1.07	2.21	5.15	3.67
	<i>Setophaga ruticilla</i>	Pavito Migratorio	I	3.64	2.67	2.94	2.21	1.76
	<i>Setophaga trigrina</i>	Chipe Atigrado	I	0.21				
	<i>Setophaga americana</i>	Chipe Pecho Manchado	I	4.06	1.28			
	<i>Setophaga magnolia</i>	Chipe de Magnolias	I	6.95	3.10	0.74	0.74	
	<i>Setophaga castanea</i>	Chipe Castaño	T	0.53	0.21			
	<i>Setophaga fusca</i>	Chipe Garganta Naranja	T	0.21				
	<i>Setophaga aestiva</i>	Chipe Amarillo	I	6.63	3.10			
	<i>Setophaga pensylvanica</i>	Chipe Flancos Castaños	T	0.64	0.32			
	<i>Setophaga caerulescens</i>	Chipe Azulnegro	I	0.21				
	<i>Setophaga palmarum</i>	Chipe Playero	I	4.71	1.93			
	<i>Setophaga dominica</i>	Chipe Garganta Amarilla	I	0.86				
	<i>Setophaga discolor</i>	Chipe de Pradera	I	1.60	0.32			
	<i>Setophaga virens</i>	Chipe Dorso Verde	I	0.32				
	<i>Cardellina canadensis</i>	Chipe de Collar	T	0.11	0.11			

ANEXO 1. Continuación.

ORDEN	Familia	Nombre común en español	Est	Tipos de vegetación				
				D	M	SI	SP	SC
PASSERIFORMES								
Parulidae								
	<i>Cardellina pusilla</i>	Chipe Corona Negra	I	0.11	0.11			
<i>Incertae sedis</i>								
	<i>Icteria virens</i>	Chipe Grande	I				0.74	
Emberizidae								
	<i>Melospiza lincolnii</i>	Gorrión de Lincoln	T	0.32	0.21			
	<i>Zonotrichia leucophrys</i>	Gorrión Corona Blanca	T	0.21				
	<i>Ammodramus savannarum</i>	Gorrión Chapulín	T	0.11	0.11			
Cardinalidae								
	<i>Piranga ludoviciana</i>	Piranga Capucha Roja	T		0.11			
	<i>Pheucticus ludovicianus</i>	Picogordo Degollado	I		0.43			
	<i>Spiza americana</i>	Arrocero Americano	T	0.11				
	<i>Passerina caerulea</i>	Picogordo Azul	I	0.43	0.43			
	<i>Passerina cyanea</i>	Colorín Azul	I	2.57	2.03	0.74	0.74	
	<i>Passerina ciris</i>	Colorín Sietecolores	I	0.43	0.43			