



Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C.

Posgrado en Ciencias Biológicas

Uso de los recursos alimenticios por las aves
residentes y migratorias en diferentes hábitats de la
costa norte de Yucatán.

Tesis que presenta

ALDO IVAN ECHEVERRIA CARO

En opción al título de

DOCTOR EN CIENCIAS

(Ciencias Biológicas: *Opción Recursos Naturales*)

Mérida, Yucatán, México

2025

*CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA DE YUCATÁN, A. C.
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS*



RECONOCIMIENTO

Por medio de la presente, hago constar que el trabajo de tesis de Aldo Iván Echeverría Caro titulado **Uso de los recursos alimenticios por las aves residentes y migratorias en diferentes hábitats de la costa norte de Yucatán**, fue realizado en la unidad de Recursos Naturales, en la línea de investigación de Cambio Global en Sistemas Neo-Tropicales del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. bajo la dirección del Dr. Juan Manuel Dupuy Rada, dentro de la opción de Recursos Naturales, perteneciente al Programa de Posgrado en Ciencias Biológicas de este Centro y la Codirección del Dr. Richard Evan Feldman de Ontario Ministry of Natural Resources.

Atentamente



Dr. José Luis Hernández Stefanoni
Director de Docencia

Mérida, Yucatán, México, a 17 de enero de 2025

DECLARACIÓN DE PROPIEDAD

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

Firma:



Aldo Iván Echeverría Caro

Este trabajo se llevó a cabo en la Unidad de Recursos Naturales del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., bajo la dirección del Dr. Juan Manuel Dupuy Rada y la Codirección del Dr. Richard Evan Feldman de Ontario Ministry of Natural Resources.

AGRADECIMIENTOS

A mis directores de tesis, el Dr. Juan Manuel Dupuy Rada y el Dr. Richard Feldman, por el tiempo dedicado a la revisión de este trabajo.

A los miembros de mi comité el Dr. Víctor Parra-Tabla, el Dr. José Luis Hernández Stefanoni, el Dr. Rodrigo Duno de Stefano, el Dr. Luis Alexander Peña Peniche, y el Dr. Luis Abdala-Roberts, por todos los comentarios que ayudaron a mejorar el trabajo.

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

A mi familia, por todo el apoyo y paciencia que han tenido conmigo.

A mi esposa Vanessa, que siempre me ha apoyado y motivado en todo lo que hago y esta no es la excepción.

A mis amigos y compañeros del grupo de trabajo, Gerardo Linares, Davira Palma, Augusto Peña. Sebastian Gay, Ingrid Tello, Rebecca Sanmiguel, por su apoyo, motivación y comentarios que ayudaron a mejorar este trabajo.

Al técnico Alfredo Dorantes, por sus comentarios hacia este trabajo, y por compartir su conocimiento en aves conmigo.

A la Dra. Xiomara Gálvez, directora de la reserva privada Komchen de los parajors a.c. por las facilidades para la realización de este trabajo en la reserva, así como sus consejos y recomendaciones para la realización de este trabajo.

LISTA DE LOS PRODUCTOS GENERADOS

Echeverría-Caro A, Dupuy-Rada JM, Parra-Tabla V, Feldman RE. (2024). Diet overlap of overwintering migratory birds on the northern coast of the Yucatan Peninsula. *Avian Biology Research*.17(3):33-42. doi:[10.1177/17581559241261799](https://doi.org/10.1177/17581559241261799)

DEDICATORIAS

A las persononas que siempre me han apoyado y motivado en la vida, a mi familia.

A mi esposa por apoyarme y motivarme siempre a ser mejor.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN.....	1
CAPÍTULO I	3
ANTECEDENTES	3
1. INTERACCIONES CONSUMIDOR-RECURSO ALIMENTICIO	3
2. LA MIGRACIÓN DE LAS AVES	5
3. DISPONIBILIDAD TEMPORAL DE LOS RECURSOS.....	7
4. HÁBITATS DE LA COSTA NORTE DE YUCATÁN	8
5. CAMBIOS EN LA DIETA DE LAS AVES	12
6. REDES DE INTERACCIONES.....	15
JUSTIFICACIÓN.....	20
PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN.....	23
HIPOTESIS.....	24
OBJETIVO GENERAL.....	25
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	25
CAPÍTULO II	26
DIET OVERLAP OF OVERWINTERING MIGRATORY BIRDS ON THE NORTHERN COAST OF THE YUCATÁN PENINSULA	26
2.1. INTRODUCTION.....	26
2.2. MATERIALS AND METHODS.....	28

2.2.1. DATA ANALYSIS	30
2.3. RESULTS.....	33
2.4. DISCUSSION.....	40
CAPÍTULO III	44
EFFECTO DE LA ABUNDANCIA DE FRUTOS EN LA ESTRUCTURA DE LAS REDES DE INTERACCION CONSUMIDOR-RECURSO EN LAS AVES DE LA COSTA NORTE DE YUCATAN	44
3.1. INTRODUCCIÓN.....	44
3.2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	48
3.2.1. ANALISIS DE DATOS	52
3.3. RESULTADOS.....	54
3.4. DISCUSIÓN.....	62
CAPITULO IV.....	68
DISCUSIÓN, CONCLUSIONES GENERALES Y PERSPECTIVAS.....	68
4.1 DISCUSIÓN	68
4.2. CONCLUSIONES GENERALES.....	72
4.3. PERSPECTIVAS.....	73
BIBLIOGRAFÍA.....	74
ANEXO.....	104

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1..... 10

Table 2..... 37

Table 3..... 37

Table 4..... 37

Anexo Tabla 1..... 104

Anexo Tabla 2..... 107

Anexo Tabla 3..... 121

Anexo Tabla 4..... 123

Anexo Tabla 5..... 124

Anexo Tabla 6..... 125

Anexo Tabla 7..... 126

LISTADO DE FIGURAS

Figura 1..	18
Figura 2..	19
Figure 3..	29
Figura 4..	34
Figura 5..	35
Figure 6..	38
Figura 7..	39
Figura 8..	48
Figura 9..	55
Figura 10..	56
Figura 11..	60
Figura 12..	61
Anexo Figura 1	122
Anexo Figura 2	127
Anexo Figura 3	128
Anexo Figura 4	129
Anexo Figura 5	130

RESUMEN

La dieta de las aves es un componente importante que proporciona información sobre los procesos ecológicos en diferentes hábitats. La dieta puede cambiar o adaptarse de acuerdo con los cambios en las necesidades energéticas y nutricionales de cada especie a lo largo del ciclo anual, así como en relación con la variabilidad y disponibilidad de los recursos a través del tiempo. Los cambios en la dieta pueden influir en el nivel de especialización en el consumo de recursos entre especies y en los niveles de traslape dietético entre especies consumidoras. Sin embargo, los cambios en la dieta y su traslape entre especies, han sido relativamente poco estudiados dentro de grupos focales de especies. Por lo tanto, los objetivos de este trabajo son los siguientes: 1. Comparar la dieta de especies migratorias durante la temporada de invierno en hábitats de manglar y selva baja caducifolia en la costa norte de Yucatán. 2. Evaluar el efecto de la abundancia de recursos (frutos) en diferentes métricas de redes de interacción consumidor-recurso en hábitats de manglar y selva baja caducifolia a lo largo del año. 3. Comparar el nivel de especialización entre especies residentes y migratorias con base en la abundancia de recursos (frutos) en hábitats de manglar y selva baja caducifolia a lo largo del año. 4. Cuantificar el nivel de traslape de la dieta entre especies residentes, migratorias y residentes migratorias con base en la abundancia de recursos (frutos) durante el año. Para alcanzar los objetivos, se recopilaron datos sobre la dieta de aves residentes y migratorias en dos hábitats de la costa norte de Yucatán a lo largo de un año. Los datos fueron analizados utilizando estadística multivariada y redes de interacción. Los resultados mostraron que, durante el invierno, las dietas de las especies migratorias presentan un alto traslape entre ellas en ambos hábitats; aunque existen ligeras diferencias entre las dietas. En la mayoría de los casos, la abundancia de frutos condujo a una reducción de las interacciones, aumentando la especialización tanto a nivel de comunidad como a nivel de especie. Las especies residentes presentaron mayor especialización ($d=0.8$) que las migratorias ($d=0.5$). Los resultados variaron para el traslape de la dieta entre grupos de especies, pero en la mayoría de los casos, la abundancia de frutos redujo el traslape de la dieta. La información obtenida sobre la dieta de las aves se puede utilizar para comprender cuáles son los recursos importantes para las aves, así como cuáles especies pueden ser más susceptibles ante la pérdida de los recursos que consumen debido a perturbaciones.

ABSTRACT

Bird diet is an important component that provides us with different types of information about ecological processes in different habitats. The diet can change or adapt according to changes in the energy and nutritional needs of each species throughout the annual cycle; as well as in relation to the variability and availability of resources over time. Dietary changes can influence the level of specialization in resource consumption among species, as well as changes in the levels of dietary overlap between consumer species. However, changes in diet and their overlap between species have been relatively understudied within focal species groups. Therefore, the objectives of this work are the following: 1. To compare the diet of migratory species during the winter season, in mangrove and low deciduous forest habitats on the northern coast of Yucatan. 2. To evaluate the effect of the abundance of resources (fruits) for different metrics of consumer-resource interaction networks in mangrove and low deciduous forest habitats throughout the year. 3. To compare the level of specialism between resident and migratory species based on the abundance of resources (fruits) in mangrove habitats and low deciduous forest throughout the year. 4. To quantify the level of diet overlap between resident, migratory, and resident and migratory species based on the abundance of resources (fruits) during the year. To achieve the objectives, data on the diet of resident and migratory birds in two habitats on the northern coast of Yucatan were collected over a year. The data were analyzed using multivariate statistics and interaction networks. The results showed that during winter the diets of migratory species present a high overlap between them in both habitats, despite this there are still small differences between the diets. In most cases, fruit abundance led to a reduction in interactions, increasing specialization at both the community and species level. Regarding the species groups, the results showed that resident species exhibit greater specialization ($d=0.8$) compared to migratory species ($d=0.5$). The results varied for dietary overlap between species groups, but in most cases, fruit abundance reduced dietary overlap. The information we obtained about bird diets can be used to understand which resources are important for the birds, as well as which species may be most susceptible to the loss of the resources they consume due to disturbances.

INTRODUCCIÓN

La dieta de las aves desempeña un papel fundamental en su ecología y comportamiento, ya que influye en diversas etapas de su ciclo anual (Rosebrough & McMurty, 1993). La composición de la dieta puede variar notablemente entre especies de aves, en distintos hábitats y a lo largo de las estaciones del año (Krebs, 1978; Poulin et al., 1992). Estos cambios en la dieta de las especies impactan en las interacciones interespecíficas, afectando la disponibilidad y competencia por los recursos alimenticios (Sherry, 1984, 1990; Poulin et al., 1992). Por ejemplo, la competencia por el alimento puede provocar modificaciones en la distribución espacial de las aves, y las relaciones depredador-presa pueden influir en la estructura y dinámica de las poblaciones de aves y sus presas (Sherry, 1990; Poulin & Lefebvre, 1996). No obstante, aunque la dieta de las aves es relevante a diferentes niveles ecológicos, los estudios sobre este tema suelen centrarse en especies focales (Sherry, 1984; Dean, 1985; Hiraldo et al., 1991; Calderón-Patrón & Valencia, 2023) o en pequeños grupos de especies (Sherry et al., 2016; Kent, 2020, 2021). Por ello, en muchas regiones aún se carece de información sobre la dieta de las aves y la estructura de sus interacciones con los recursos que consumen.

La dieta de las aves puede variar a lo largo del año en respuesta a los cambios estacionales en la disponibilidad de recursos alimenticios (Poulin, 1992, 1996). Durante el verano, muchas aves se alimentan principalmente de insectos, cuya abundancia proporciona una fuente rica en proteínas, crucial para la reproducción y el crecimiento de los polluelos (Rosebrough & McMurty, 1993). No obstante, a medida que transcurren el otoño, el invierno y llega la primavera, la reducción en la disponibilidad de insectos obliga a las aves a modificar su dieta hacia semillas, frutos y otros recursos vegetales. En el caso de las especies migratorias, este cambio les permite prepararse para su vuelo hacia los sitios de invernada (Rosebrough & McMurty, 1993; Smith & McWilliams, 2009). En estos sitios, la llegada de las especies migratorias puede intensificar la competencia por recursos con las aves residentes (Sherry, 1990, 2020). Por lo tanto, la capacidad de las aves para ajustar su dieta en función de los cambios estacionales es fundamental para su supervivencia y éxito reproductivo durante todo el año. Las especies con dietas generalistas, por su parte, muestran una mayor flexibilidad para adaptarse a las variaciones en la disponibilidad de recursos (Curran & Leighton, 2000; Ostfeld & Keesing, 2000; Lithner & Jonsson, 2002; Meserve et al., 2003; Stewart et al., 2018), lo que también les permite

reducir la competencia con otras especies. En contraste, las aves con dietas especializadas tienden a seguir consumiendo los mismos recursos, incluso cuando existe una mayor disponibilidad de otros (Ostfeld & Keesing, 2000, 2007; Stewart et al., 2018). Se ha sugerido que las aves residentes tienden a tener dietas más especializadas en comparación con las migratorias (Sherry, 1990), lo que podría limitar su capacidad para aprovechar el aumento repentino de recursos, a diferencia de las especies migratorias (Sears et al., 2004; Sherry, 1984, 2016, 2020). Esto las haría más vulnerables ante la pérdida de recursos en caso de una perturbación; por ejemplo, la deforestación o la fragmentación del hábitat. Así, el estudio de las dietas nos ayuda a identificar cuáles especies y épocas podrían ser más vulnerables a dichas perturbaciones.

La Península de Yucatán alberga una notable diversidad de hábitats, entre los que destacan el manglar y la selva baja caducifolia, los cuáles desempeñan roles cruciales para la gran diversidad de aves que los ocupa. La disponibilidad de recursos alimenticios varía en función de las condiciones bióticas y abióticas de cada hábitat. En el manglar, la abundancia de artrópodos puede mantenerse constante a lo largo del año debido a la presencia de agua (Lefebvre et al., 1994, 1996; Acevedo & Aide, 2008), aunque la constante inundación limita la diversidad de plantas (Pool et al., 1975; Twilley, 1986, 1998; Lugo et al., 1988). En contraste, la selva baja caducifolia presenta una mayor diversidad vegetal, lo que incrementa la disponibilidad de frutos (Guadarrama et al., 2018). Sin embargo, durante la estación seca, la disminución drástica de la disponibilidad de agua reduce la abundancia de invertebrados (Holmes & Schultz, 1988; Smith & Robertson, 2008). La península y en específico la costa norte es una zona clave al ser ocupada por la mayoría de las especies endémicas y constituir los primeros sitios de llegada para las aves migratorias en otoño, así como los últimos que ocupan en primavera. Por lo tanto, en estos hábitats convergen especies residentes y migratorias, lo que propicia cambios en las interacciones entre los consumidores y los recursos, así como en el traslape de la dieta de las especies entre diferentes hábitats. El objetivo de este estudio es explorar la dieta de las especies residentes y migratorias en dos hábitats de la costa norte de Yucatán. En primer lugar, analizamos el traslape y las diferencias en la dieta de las especies migratorias que invernaban en el manglar y la selva baja caducifolia. En segundo lugar, examinamos los cambios en la estructura de las redes de interacciones a nivel comunitario y de especie, en función de la abundancia de frutos, así como el traslape entre las dietas de especies residentes, migratorias y entre distintos grupos de especies.

**CAPÍTULO I
ANTECEDENTES****1. INTERACCIONES CONSUMIDOR-RECURSO ALIMENTICIO**

Las interacciones entre plantas y aves se basan en recompensas que las plantas ofrecen a cambio de la dispersión de sus semillas (o la polinización de sus flores). Los frutos actúan como recompensa alimenticia para las aves, que, al consumirlos, dispersan las semillas (Herrera, 2002; Janzen, 1983; Jordano, 2013). Las aves frugívoras pueden ser dispersores legítimos, al tragar frutos y defecar semillas viables; picadores de pulpa, que solo consumen la parte carnosa; o depredadores de semillas, que las destruyen (Willson & Traveset, 2000). Los dispersores legítimos favorecen la colonización de nuevos sitios, mientras que los depredadores reducen el éxito de las plantas (González-Varo, 2010). La selección de frutos por las aves depende de características propias y de interacciones biológicas como la competencia y el riesgo de depredación (Martin, 1985). Comprender estas interacciones ayuda a predecir la selección de recursos y la coexistencia de especies (Howe & Primack, 1975; Howe, 1977; Howe & Vande Kerckhove, 1979; Cruz, 1981). Además de actuar como dispersoras de semillas y polinizadoras, las aves son depredadoras generalizadas de invertebrados herbívoros. Se ha demostrado que pueden reducir las densidades de estos organismos en bosques templados (Atlegrim, 1989; Marquis & Whelan, 1994; Murakami & Nakano, 2000; Sanz, 2001), bosques tropicales (Van Bael et al., 2003) y sistemas agrícolas (Greenberg et al., 2000; Mols & Visser, 2002). Al disminuir las poblaciones de invertebrados, las aves benefician a las plantas al reducir la herbivoría (Van Bael, 2003, 2005). La tasa de depredación afecta la abundancia de artrópodos y varía según el hábitat y factores como la producción de hojas y la humedad (Van Bael, 2005; Lefebvre et al., 1994).

Varios factores afectan las interacciones, incluyendo las necesidades energéticas de los consumidores (Rosebrough & McMurty, 1993; Martin, 1987; Fiedler, 2016), las cuales pueden cambiar en función de la etapa del ciclo anual en que se encuentran, ya que las demandas energéticas varían entre la reproducción, la migración y temporada no reproductiva (Martin, 1987; Newton, 2010; Fiedler, 2016). Además, la llegada de nuevas especies puede aumentar la competencia con las ya establecidas, generando una segregación en el uso de recursos en función de la capacidad de explotación de cada especie (Sherry, 1990, 2020). Otra limitante es la incompatibilidad morfológica entre los

consumidores y los recursos (Sherry, 1990, 2020; Wheelwright, 1985; De León et al., 2014; Rosamond et al., 2020). Por ejemplo, el tamaño y la forma del pico de las aves puede limitar los frutos y semillas de los que se pueden alimentar (De León et al., 2014). Otro factor relevante es la disponibilidad de recursos (Karr, 1976; Rey, 1995; Jordano, 1993; Jordano, 1994; García et al., 2011). En algunos casos, la abundancia de un recurso no garantiza que este cubra las necesidades energéticas de los consumidores, ya que se ha sugerido que los recursos con mayores beneficios nutricionales suelen ser los más escasos o menos accesibles (Morán-López et al., 2018; Blendinger et al., 2022; Carlo et al., 2024). No obstante, la heterogeneidad del hábitat puede mitigar la escasez de recursos de calidad, al favorecer una mayor diversidad de recursos disponibles, lo que a su vez incrementa tanto las interacciones como la diversidad de especies consumidoras (Loiselle, 1987; Tylianakis et al., 2008). Asimismo, una mayor diversidad de recursos puede reducir la competencia entre consumidores, disminuyendo el traslape en sus dietas (Blüthgen et al., 2007; Chama et al., 2013; Vázquez, 2007, 2009). Además, una mayor variedad de interacciones puede conferir mayor resiliencia frente a perturbaciones en el hábitat (Bascompte et al., 2006). Por lo tanto, los factores que afectan las interacciones entre consumidores y recursos, pueden crear un gradiente entre generalismo y especialismo, según la cantidad de interacciones que mantenga un consumidor con los recursos de los que se alimenta (Sherry, 1990, 2020; Catry et al., 2006; Mettke-Hofmann et al., 2015). En tal caso, las especies generalistas presentan una mayor diversidad de interacciones, es decir, consumen una mayor variedad de alimentos, mientras que las especialistas dependen de menos tipos de recursos (Sherry, 1990; Blüthgen et al., 2006). Sin embargo, una mayor especialización puede reducir la resiliencia de las especies frente al cambio global, dado que la adaptación a los cambios en los recursos es clave para su supervivencia (Fortuna & Bascompte, 2006; Schleuning et al., 2016).

2. LA MIGRACIÓN DE LAS AVES

La migración de aves responde a factores climáticos y a la fluctuación de recursos a nivel continental (Alerstam et al., 2003; La Sorte et al., 2016). Cada año, miles de aves migratorias recorren grandes distancias desde sus zonas de reproducción en latitudes templadas hacia sus sitios de invernada en el trópico (Keast & Morton, 1980; Rappole & Ramos, 1994; Newton, 2010). Durante el otoño en el norte, la disminución de recursos alimenticios impulsa la migración de las aves. En primavera, el aumento de temperatura y recursos en el norte favorece su regreso para reproducirse y aprovechar el reverdecimiento estacional (Ramenofsky & Wingfield, 2007; Alerstam, 2011; Mayor et al., 2017). Durante la migración, las aves seleccionan diferentes hábitats para hacer escalas y acumular energía, lo que les permite llegar más rápido y con éxito a sus sitios de invernada en otoño y de reproducción en primavera (Parrish & Sherry, 1994; Newton, 2010). La calidad de los recursos en estos sitios de escala, que afecta la tasa de almacenamiento de energía, es crucial para la velocidad y éxito de la migración (Levey, 1988; Bairlein, 2002). Por ello, las aves migratorias buscan hábitats que maximicen la reposición de energía en su ruta migratoria (Johnson et al., 2006). Un estudio con zorzales en Colombia mostró que la energía adquirida en escalas clave puede satisfacer las necesidades energéticas para cubrir el 30% o más de la distancia migratoria total (Bayly et al., 2012; Gómez et al., 2017).

Por otro lado, un estudio demostró que las reservas de grasa influyen en la decisión de las aves migratorias de cruzar el Golfo de México. En zorzales y víreos, los individuos con más grasa optaron por cruzar el Golfo hacia la Península de Yucatán, mientras que aquellos con menos reservas rodearon el Golfo, tardando más en llegar (Deppe et al., 2015). La degradación de hábitats en esta zona puede limitar la capacidad de las aves para acumular grasa aumentando el tiempo del viaje migratorio, lo cual puede retrasar la llegada a los sitios de invernada o a los de reproducción. En los sitios de escala, la dieta varía según sus necesidades: los alimentos ricos en proteínas, como los invertebrados, favorecen el crecimiento muscular, mientras que los frutos, ricos en calorías y glucosa, promueven la acumulación de grasa, esencial para vuelos largos (Rosebrough & McMurty, 1993; Smith & McWilliams, 2009). La capacidad para realizar vuelos largos permite a las aves migratorias superar grandes barreras geográficas, como desiertos o cuerpos de agua, donde no hay recursos para reabastecerse (Rappole & Ramos, 1994; Deppe et al., 2015). Aunque cruzar estas barreras reduce el número de escalas y acelera la llegada a los sitios de invernada y reproducción (Alerstam, 2011), también conlleva riesgos significativos debido al desgaste

físico y las condiciones climáticas adversas (Keast & Morton, 1980; Alerstam, 2001). Unas 150 especies migratorias que se reproducen en América del Norte y pasan el invierno en los trópicos deben enfrentar el desafío de cruzar el Golfo de México (Keast & Morton, 1980; Deppe et al., 2015).

En la costa norte del Golfo de México, las aves migratorias con bajas reservas de grasa pasan entre uno y once días reponiendo energía antes de continuar su viaje (Moore & Kerlinger, 1987; Zenzal et al., 2021). La elección de hábitats varía según la temporada: en otoño, prefieren áreas boscosas lejos de la costa para repostar antes de cruzar el Golfo (Buler & Moore, 2011; Cohen et al., 2020). En primavera, utilizan pequeños bosques cercanos a la costa, lo que les ayuda a recuperarse del desgaste energético tras un vuelo sin escalas de dos o tres días (Keast & Morton, 1980; Lafleur et al., 2016). Las aves migratorias no solo eligen sitios de escala por la disponibilidad de recursos, sino también por el bajo riesgo de depredación. Deben evitar lugares con alta densidad de depredadores para equilibrar el tiempo dedicado a buscar alimento y vigilar posibles amenazas (Lindström, 1990; Warnock, 2010). Una estrategia para reducir el riesgo es cambiar su dieta de artrópodos a frutos, lo que implica menos movimiento y exposición (Loiselle & Blake, 1993). Además, deben evitar acumular demasiada grasa, ya que el exceso de peso reduce la velocidad y maniobrabilidad, aumentando el riesgo de depredación (Lima, 1986; Kullberg et al., 1996). Las aves pueden reducir su peso corporal bajo presión de depredación para mejorar su rendimiento de vuelo y evadir a los depredadores (Gosler et al., 1995). Por lo tanto, la disponibilidad de alimentos de calidad y un bajo riesgo de depredación son cruciales para la selección de hábitat durante la migración.

Existen pocos estudios sobre el uso de hábitats de parada por aves migratorias en el trópico. Deppe y Rotenberry (2005, 2008) observaron que la tasa de recambio de especies en Yucatán durante la migración de otoño depende de su origen en Norteamérica y de su gremio alimenticio. Además, las aves tienden a ocupar hábitats similares en zonas templadas y tropicales, lo que puede estar vinculado a preferencias por ciertos atributos de la vegetación. Las especies que hibernan en los trópicos necesitan no solo vegetación adecuada, sino también recursos de calidad para mantener su condición corporal (Sherry & Holmes, 1996). La variación en estos recursos impulsa el movimiento de las especies en busca de mejores sitios. Por ejemplo, el número de individuos del Pavito Migratorio (*Setophaga ruticila*), Chipe Dorado (*Protonotaria citrea*) y Chipe Charquero (*Parkesia noveboracensis*) fluctúa según la abundancia de invertebrados, relacionada con las lluvias

en los manglares (Lefebvre & Poulin, 1996). En áreas tropicales con estacionalidad marcada, los hábitats que mantienen humedad y temperatura más constantes pueden conservar invertebrados para las aves migratorias. Sin embargo, los recursos en estos hábitats son limitados, lo que genera competencia y puede reducir la abundancia de especies (Sherry & Holmes, 1996).

3. DISPONIBILIDAD TEMPORAL DE LOS RECURSOS

Dada la importancia de los frutos en la dieta de las aves migratorias, es fundamental entender cómo varía su abundancia a lo largo del tiempo y si coincide con la llegada de las aves a sus sitios de escala o invernada, y si están disponibles cuando las aves los requieren fisiológicamente. La disponibilidad de frutos depende del ciclo reproductivo y la fenología de las plantas. En la Península de Yucatán se ha registrado la existencia de 2,170 especies vegetales que producen flores y frutos durante la época seca (marzo a mayo) y/o al final de la temporada de lluvias (octubre a noviembre) (Valdez-Hernández et al., 2010). Este patrón ha sido observado en campo, en hábitats de selva baja caducifolia (Valdez-Hernández et al., 2010), y en muestras de herbario de ECOSUR recolectadas en la Península (Valdez-Hernández, 2015). Durante el primer periodo de reproducción de las plantas, durante la estación seca (marzo-mayo) se ha estimado que se reproducen aproximadamente 500 especies cada mes; mientras que al final de la temporada de lluvias (octubre-noviembre), cerca de 550 especies se reproducen cada mes (Valdez-Hernández, 2015). Cabe destacar que estos picos de reproducción coinciden con las migraciones de primavera y otoño, respectivamente. Además, algunas especies proporcionan frutos todo el año, aunque no todas están registradas como consumidas por aves migratorias (ver tabla 2, Anexos).

Por otro lado, los invertebrados presentan una fenología ligada a la temporada de lluvias, con un aumento en su abundancia durante los meses más lluviosos (junio-septiembre), como se ha observado en hábitats de selva mediana subcaducifolia (Smith & Robertson, 2008), duna costera, sabanas, selva baja caducifolia y selva baja espinosa (González-Moreno & Bordera, 2011; 2012). Tras la temporada de lluvias, muchos grupos de invertebrados, como Coleoptera e Hymenoptera, disminuyen gradualmente hasta alcanzar su menor abundancia durante la estación seca (diciembre a mayo) (Smith & Robertson, 2008). Sin embargo, algunos órdenes, como Araneae (arañas), aumentan su abundancia en la época seca (Smith & Robertson, 2008). Además, ciertas especies de Ichneumonidae (Hymenoptera: Ichneumonoidea), como *Acerastes accolens*, *Lanugo*

yucatán, *Meniscomorpha romata* y *Pistomerus sulcatus*, alcanzan su mayor abundancia en la época seca (González-Moreno & Bordera, 2011; 2012). Otras especies, como *Limonethe* sp., *Camera euryaspis*, *Agonocryptus chichimecus*, *Baltazaria rufonotata*, *Xiphosomella ozne* y *Xiphosomella roxana*, están presentes todo el año (González-Moreno & Bordera, 2011; 2012). Así, las especies de Ichneumonidae con mayor abundancia en la estación seca podrían ser recursos disponibles durante la migración de primavera, mientras que aquellas presentes todo el año representarían recursos para las aves que pasan el invierno en la Península de Yucatán. No obstante, aunque los invertebrados abundantes al momento de la llegada de las aves migratorias pueden ser un recurso disponible, no todos son consumidos por estas (Smith & Robertson, 2008). Existen factores que limitan su consumo, como la detectabilidad, facilidad de captura y características del invertebrado (tamaño, estadio de vida, palatabilidad, valor nutritivo, coloración, patrones de actividad y movilidad) (Hutto, 1990; Poulin & Lefebvre, 1997; Smith & Robertson, 2008). Además, la variación en la fisionomía de las plantas que constituyen el hábitat también puede influir en la detectabilidad y distribución de los invertebrados (Hutto, 1990; Holmes & Schultz, 1988; Smith & Robertson, 2008).

4. HABITATS DE LA PENINSULA DE YUCATAN

El uso de los hábitats durante la migración en otoño y primavera depende en gran medida de los recursos disponibles para las especies migratorias y del impacto que estos recursos tienen en la acumulación de energía (Bayly et al., 2018). Por otro lado, en el invierno, las especies migratorias dependen de una serie de sitios a lo largo de su distribución invernal (Bayly et al., 2018). Estos sitios deben proporcionar recursos de calidad, perchas seguras y refugios que protejan contra condiciones climáticas adversas (Mehlman et al., 2005; Newton, 2008). Durante la migración, las aves realizan paradas en distintos lugares a lo largo de su ruta, aprovechando sitios con abundantes recursos y pocos depredadores para acumular energía. En contraste, áreas con escasos recursos y menor presencia de depredadores pueden ser utilizadas como lugares de descanso entre vuelos (Weber et al., 1998; Bayly et al., 2018; Warnock, 2010). En términos generales, se ha intentado establecer áreas prioritarias para las aves migratorias basándose en sitios con alta abundancia de estas (Moore et al., 1990; Simons et al., 2000; Dunn, 2001), pero sin considerar la función ecológica de dichos lugares. Estudios recientes han revelado que, en realidad, las especies migratorias suelen hacer largas escalas en solo tres o cuatro áreas

clave a lo largo de toda su ruta migratoria (Heckscher et al., 2011; Kochert et al., 2011; Delmore et al., 2012; Fraser et al., 2012; Stanley et al., 2012; Callo et al., 2013; McKinnon et al., 2013; Renfrew et al., 2013), donde acumulan grandes reservas de energía (Bayly et al., 2012; Bayly et al., 2013). Estos hallazgos subrayan la necesidad de identificar las principales regiones de escala en las rutas migratorias, las cuales pueden definirse como áreas de entre 100 km² y 50,000 km² con condiciones ambientales relativamente homogéneas y que ofrecen un conjunto específico de recursos alimenticios (Bayly et al., 2018). La importancia de identificar estas zonas de escala se magnifica en regiones como el Neotrópico, donde la geografía de México y Centroamérica actúa como un cuello de botella, concentrando el paso de millones de aves migratorias terrestres en un área relativamente estrecha (Porrás-Peñaranda et al., 2004; Batista et al., 2005; Ruelas Inzunza et al., 2010; La Sorte et al., 2016). En este contexto, la Península de Yucatán podría ser una de las regiones más importantes para las aves migratorias que transitan por el este de Estados Unidos y Canadá, enfrentando el cruce del Golfo de México y continuando su migración hacia el sureste de México, Centroamérica y Sudamérica para pasar el invierno.

A nivel regional, la Península de Yucatán ofrece una amplia gama de hábitats que proporcionan una gran diversidad de recursos para las aves. Entre estos destacan los manglares, que se consideran ecosistemas ricos en recursos para las aves acuáticas, aunque presentan una baja diversidad de especies vegetales. El agua estancada presente durante todo el año, puede sustentar una gran diversidad de invertebrados (Lefebvre et al., 1994; Lefebvre & Poulin, 1996; Acevedo & Aide, 2008). Sin embargo, la disponibilidad de recursos para las aves migratorias varía entre diferentes áreas, dependiendo de la estructura vegetal, tanto horizontal como vertical, de los manglares (Herrera-Silveira et al., 1998; Zaldívar et al., 2011). Algunos de los factores que influyen en la estructura vegetal de los manglares incluyen la hidrología, la topografía, la dinámica de nutrientes, el tipo de sedimentos y la salinidad del suelo (Lugo et al., 1988; Pool et al., 1975; Twilley et al., 1986; Twilley, 1998). Debido a estas variables, la biomasa, la altura de los árboles, la producción y descomposición de hojarasca, así como la diversidad de especies vegetales, varían entre los distintos tipos de manglar (Twilley & Day, 1999; Herrera-Silveira, 1998; Zaldívar et al., 2011). En la Península de Yucatán se identifican cuatro tipos principales de manglar, los cuales se describen en la Tabla 1.

Tabla 1. Descripción de los tipos de vegetación de la costa norte de la Península de Yucatán tomando de Herrera-Silveira, (1998), Durán y Méndez (2010), Flores y colaboradores (2010), Zaldívar y colaboradores (2011).

Tipo de vegetación	Ubicación	Características	Especies Importantes/Dominantes
manglar de franja	Se localiza en la línea de costa y lagunas costeras	Recibe influencia de la marea y de los vientos	<i>Rhizophora mangle</i> (L.)
manglar de cuenca	Se localiza detrás del manglar de franja en depresiones del terreno	Se ve afectado en menor medida por las mareas y los vientos; el predominio de una especie en este tipo de manglar depende de la salinidad	Si la salinidad es menor a 35 g/kg <i>Laguncularia racemosa</i> (L.) (C.F. Gaertn). es predominante; si la salinidad es mayor a 40 g/kg la especie dominante es <i>Avicennia germinans</i> (L.) (Stearn)
manglar chaparro	Se encuentra en partes poco inundadas	Existe una alta concentración de sales y pocos nutrientes; la altura promedio de los arboles es entre 1.5 a 2.5 m	<i>Rhizophora mangle</i> , <i>Conocarpus erectus</i> (L.)
manglar de peten	Se encuentra asociado a cuerpos de agua dulce, conocidos como manantiales u ojos de agua	Cuenta con suelos con alta cantidad de nutrientes y baja salinidad; sus árboles alcanzan hasta 15 m de altura	<i>Laguncularia racemosa</i> y <i>Rhizophora mangle</i>
selva baja caducifolia	Inicia detrás de los manglares, abarcando una extensión de aproximadamente 20,000 km ² , se distribuye desde la parte nororiental de la Península de Yucatán hacia el suroeste hasta llegar a Campeche	Se desarrolla en suelos con poca profundidad y mucha pedregosidad. La mayoría de las especies vegetales que lo conforman no rebasan los 12 m de altura	<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg., <i>Havardia albicans</i> (Kunth) (Britton & Rose), <i>Bauhinia divaricata</i> (Lam.), <i>Caesalpinia gaumeri</i> (Greenm.), <i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) (de Wit), <i>Mimosa bahamensis</i> (Benth.).

Todas las características antes mencionadas hacen que los distintos tipos de manglar varíen en los recursos disponibles para las aves migratorias, tales como invertebrados y frutos (Lefebvre et al., 1994; Lefebvre & Poulin, 1996; Acevedo & Aide, 2008; Smith et al., 2010). A pesar de estas diferencias, los manglares son hábitats de gran importancia debido a su proximidad a la costa, lo que los convierte en áreas estratégicas que las aves migratorias pueden aprovechar antes o después de cruzar el Golfo de México (Echeverría-Caro et al., 2022). La fenología de las especies vegetales del manglar coincide con la de la

mayoría de las especies vegetales de la Península, presentando dos picos de reproducción: uno de marzo a mayo y otro de octubre a noviembre (Zaldívar et al., 2011).

A medida que nos adentramos en la Península, pasando los manglares, encontramos las selvas caducifolias, las cuales se dividen en dos tipos: 1) selva baja caducifolia y 2) selva mediana subcaducifolia. Estas dos comunidades se caracterizan por una estructura arbórea de baja a mediana altura. En particular, la selva baja caducifolia presenta árboles que alcanzan entre 8 y 9 metros de altura (Flores & Espejel, 1994; Rzedowski & Huerta, 1994; Flores et al., 2010). En contraste, la selva mediana subcaducifolia posee árboles que llegan a medir hasta 15 metros de altura (Flores & Espejel, 1994; Zamora et al., 2008; Flores et al., 2010). Las selvas caducifolias se caracterizan por una marcada estacionalidad entre la época seca y la de lluvias. Durante la época seca (incluyendo la época de nortes) (noviembre-mayo), la disponibilidad de agua disminuye drásticamente y la mayoría de las especies arbóreas y arbustivas pierden sus hojas (Flores & Espejel, 1994; Rzedowski & Huerta, 1994; Flores et al., 2010), lo cual provoca una reducción en la cantidad de invertebrados que dependen de este recurso (Borer et al., 2012). A pesar de ello, la estructura de la selva caducifolia y las pocas especies vegetales que conservan sus hojas ayudan a mantener algunas especies de invertebrados en baja abundancia durante la época seca, los cuales aún pueden servir como recurso para las aves migratorias (Smith & Robertson, 2008; Holmes & Schultz, 1988). Por otro lado, durante la época seca, la mayoría de las especies vegetales de la península se reproducen (Quezada et al., 2011), lo que genera un aumento en la disponibilidad de recursos como frutos y néctar de flores, aprovechables por las aves (Holmes & Schultz, 1988; Smith & Robertson, 2008). En contraste, durante la época de lluvias, las especies vegetales que conforman las selvas caducifolias inician su producción de hojas (Rzedowski & Huerta, 1994; Flores et al., 2010). Debido a que muchos invertebrados se alimentan de estas hojas (Borer et al., 2012), es posible que la abundancia de invertebrados alcance su máximo en esta época. Este incremento en la abundancia de invertebrados se convierte en un recurso vital para las aves migratorias durante la temporada de lluvias (Murphy & Lugo, 1986; Smith & Robertson, 2008). Se ha observado que la alta diversidad de especies vegetales en las selvas caducifolias puede ser un factor importante para aumentar los recursos disponibles, como invertebrados, y, por tanto, contribuye a mantener la diversidad de aves a lo largo del tiempo (Neil et al., 2018; May-Uc et al., 2020).

5. CAMBIOS EN LA DIETA DE LAS AVES

Las aves pueden alternar entre una estrategia especialista y una generalista al ajustar su dieta para aprovechar los recursos disponibles, como frutos, néctar o invertebrados (Bednekoff & Krebs, 1995; MacLeod et al., 2005), y satisfacer sus necesidades energéticas (Hutto, 1981; Bairlein, 1990; Ramenofsky & Wingfield, 2007; Marshall et al., 2016). Por ejemplo, muchas especies migratorias consumen insectos en sus áreas de reproducción durante la primavera y el verano, pero en otoño, al comenzar su migración, cambian su dieta a frutos (Parrish, 1997; Bairlein, 2002). Es importante considerar las diferencias en la dieta no solo entre las épocas de reproducción y migración, sino también entre la migración de otoño, el invierno y la migración de primavera. Durante las migraciones de otoño y primavera, las aves migratorias consumen principalmente frutos, que les permiten almacenar grasa como energía para el viaje (Schmaljohann & Dierschke, 2005; Smith et al., 2007; Bayly et al., 2013). En cambio, una vez asentadas en los trópicos durante el invierno, pueden volver a una dieta basada en invertebrados (Kent & Sherry, 2020).

Cambiar entre una estrategia generalista y especialista ofrece grandes beneficios a las aves migratorias, ya que les permite aprovechar los recursos disponibles en distintos hábitats y momentos, obteniendo energía y nutrientes de diversas fuentes, ya sean frutos o invertebrados (Bairlein, 2002). Contar con una dieta especializada puede facilitar la eficiencia en la explotación de recursos específicos, ya que las especies especialistas están altamente adaptadas para consumir y procesar tipos particulares de alimentos (Sherry, 1990; 2020, Fox & Morrow, 1981; Svanbäck et al., 2008). Entre las adaptaciones que otorgan el especialismo, se incluyen características morfológicas (e.g. forma y tamaño del pico), fisiológicas (e.g. capacidad de digerir compuestos específicos en los alimentos) o conductuales (e.g. maniobras de forrajeo), que promueven una ventaja competitiva (Sherry et al., 2020). Asimismo, la especialización puede reducir la competencia interespecífica, dado que las especies pueden depender del consumo de recursos menos explotados por otras especies (Sherry, 1990; 2020). En contraste contar con una dieta generalista otorga la capacidad de consumir una amplia variedad de alimentos (Sherry, 1990). Esta adaptabilidad brinda mayor resiliencia ante cambios ambientales, permitiendo a las especies generalistas sobrevivir en entornos impredecibles o perturbados al ajustar su dieta según las condiciones (Scott et al., 2003; Stewart & Dudash, 2018). Además, su capacidad para explotar diversos recursos les permite reducir su dependencia de un recurso específico, y facilita que puedan ocupar diferentes hábitats (Sherry et al., 2016). Esta

diversidad alimenticia también disminuye el riesgo de extinción local al no verse afectadas de manera crítica por la desaparición de un alimento clave (Sherry, 1990; 2020).

Asimismo, el consumo de diferentes tipos de recursos brinda diferentes beneficios a las aves. Por ejemplo, consumir frutos puede ser ventajoso en varios aspectos: si el hábitat es rico en frutos, las aves reducen el tiempo invertido en buscar alimento (Bairlein, 2002; Marshall et al., 2016). Además, los frutos tienen bajo contenido en fibra, lo que facilita la extracción de nutrientes, aunque son pobres en proteínas (Berthol, 1976; Levey & Cipollini, 1999). Este déficit proteico puede ser compensado con el consumo de pequeñas cantidades de invertebrados. En experimentos, las aves que se alimentaron con bayas y frutos carnosos prefirieron aquellos que les permitieron mantener o aumentar su masa corporal, sin importar su color o tamaño (Simons & Bairlein, 1990; Bairlein, 1991). Estos estudios demuestran que las aves detectan rápidamente deficiencias nutricionales y ajustan su dieta en consecuencia para regular la ingesta de nutrientes específicos (Bairlein, 1991; Bairlein, 1998). Así, identificar y corregir las carencias nutricionales les permite diversificar su dieta y compensar los nutrientes faltantes mediante el consumo de otros recursos.

Una dieta rica en invertebrados ofrece a las aves migratorias una fuente importante de proteínas, esenciales para la formación y regeneración muscular, especialmente tras vuelos largos (Razeng & Watson, 2015; Marshall et al., 2016). Sin embargo, la composición de macronutrientes en los invertebrados varía significativamente según factores como su dieta, fase de vida, tipo de sustrato (suelo, troncos, hojas, etc.) y la estación del año (seca o lluvias) (Studier et al., 1991; Chen et al., 2004; Arnold et al., 2010). Estas diferencias en las concentraciones de aminoácidos, ácidos grasos y micronutrientes influyen en la selección de alimentos por las aves insectívoras (Ramsay & Houston, 2003; Arnold et al., 2007; Razeng & Watson, 2015), que prefieren presas que optimizan su ingesta energética (Graveland & van Gijzen, 1994; Naef-Daenzer et al., 2000). Los requerimientos fisiológicos también pueden llevar a las aves a cambiar de una estrategia especialista a una generalista, permitiéndoles diversificar su dieta y consumir distintos tipos de presas cuando necesitan nutrientes específicos, cuando ciertas presas escasean, o para complementar su ingesta con frutos (Kaspari & Joern, 1993; McCarty & Winkler, 1999).

El cambio de una estrategia generalista a una especialista en el consumo de recursos no solo permite a las aves migratorias aprovechar de manera más eficiente los recursos disponibles, sino que también reduce la competencia en los sitios de invernada con otras especies (Diamond, 1970; Colwell & Futuyama, 1971; Jenssen, 1973; Sale, 1974; Kent &

Sherry, 2020). Esto podría facilitar la partición de recursos entre especies, permitiendo su coexistencia en un mismo hábitat (Colwell & Futuyma, 1971; Kent & Sherry, 2020); por ejemplo, entre especies residentes y migratorias que comparten nichos ecológicos similares (Keast & Morton, 1980). Cada año, la llegada de las aves migratorias al Neotrópico duplica el número de especies en los hábitats de invernada (Buskirk & Buskirk, 1976; Hespenheide, 1980). Sin embargo, este incremento coincide con la estación seca tropical, cuando la abundancia de invertebrados disminuye (Janzen, 1973; Leisler, 1992; Young, 1994). Esta situación crea condiciones óptimas para la competencia interespecífica entre aves residentes y migratorias, especialmente cuando los recursos son limitados, lo que dificulta la coexistencia (Gause, 1934; Ricklefs et al., 2008). No obstante, aunque las especies en comunidades con alta competencia interespecífica pueden sobrevivir durante periodos de escasez de recursos, su condición corporal puede verse comprometida (Hutchinson, 1961; Powell et al., 2021). Esto ocurre porque las especies tienen un umbral de tolerancia al solapamiento de dietas, lo que les permite soportar cierto nivel de competencia para mantenerse en el mismo hábitat (Pianka, 1974).

En hábitats con alta variación de recursos, el solapamiento de dieta puede aumentar o disminuir según la disponibilidad de estos (Pianka, 1974; Schoener, 1974). La coexistencia en estos hábitats está relacionada con diferencias en la adecuación de las especies o en sus estrategias de forrajeo (Chesson, 2000; Chesson, 2018). Por ejemplo, un estudio de Kent y Sherry (2020) mostró que cinco especies de chipes (familia Parulidae) comparten la dieta basada en hormigas, aunque mantienen pequeñas diferencias en otras presas, comportamientos de forrajeo y el estrato donde se alimentan, lo que les permite tolerar el solapamiento de las dietas. En contraste, en hábitats con recursos estables, las especies suelen mostrar mayor especialización, debido a la evolución de una alta habilidad competitiva que genera una mayor diferenciación de dietas (Sherry et al., 2020). Como resultado, en estos hábitats, el solapamiento de dietas es bajo, lo que permite una coexistencia más estable a través de la especialización (Pianka, 1981; Kent & Sherry, 2020).

Un estudio realizado por Morganti et al., (2017) demostró que el rango territorial de las especies puede expandirse o reducirse durante las épocas reproductiva y no reproductiva. Esto se debe a que, fuera de la época reproductiva, las especies dejan de depender de recursos asociados a la alimentación de las crías, lo cual les permite aprovechar distintos recursos que estén disponibles. La ampliación de la dieta varía entre

especies debido a sus características morfológicas (Scott et al., 2003), las cuales determinan si se comportan como especies generalistas con rasgos que facilitan el consumo de una amplia gama de recursos (por ejemplo, la forma del pico en los ictéridos) o como especialistas, adaptadas al consumo de un tipo específico de recurso (por ejemplo, la forma del pico en los colibríes). La teoría del forrajeo sugiere que las especies generalistas deberían ser capaces de cambiar de recursos con mayor facilidad, por lo que su dieta sería más amplia. En cambio, las especialistas se concentrarían en aquellos recursos que sus características les permiten aprovechar, resultando en una dieta más restringida (Stewart et al., 2018). Las interacciones consumidor-recurso en hábitats con aumento de consumidores y marcada estacionalidad de recursos, entre la época seca y la de lluvias, constituyen un sistema idóneo para evaluar los cambios en la amplitud de la dieta, ya que la variabilidad temporal de los recursos obliga a los consumidores a adaptarse a los recursos disponibles en cada estación, evitando así la competencia con otras especies y manteniendo una buena adecuación corporal.

6. REDES DE INTERACCIONES

Una forma efectiva de representar y cuantificar las relaciones entre las especies y sus recursos es a través de las redes de interacciones, que constituyen una representación gráfica de un sistema compuesto por múltiples elementos o nodos conectados por enlaces o links (Bascompte & Jordano, 2013). Estas redes nos permiten identificar los cambios en la relación consumidor-recurso en diversos escenarios. Por ejemplo, se pueden evaluar las interacciones en especies presentes en un hábitat durante todo el año, así como en función de procesos que generan variaciones en la disponibilidad de recursos y en la riqueza de especies consumidoras. Entre dichos procesos se incluyen la migración, la estacionalidad de los recursos, los ciclos reproductivos, la diapausa o emergencia de los invertebrados, además de las perturbaciones en los hábitats (Gaston, 2000; Willig et al., 2003; Jenkins et al., 2013). En consecuencia, la estructura y conectividad de las redes puede verse alterada con el tiempo, afectando la persistencia de ciertos nodos en la red, es decir, la permanencia de especies y sus interacciones en el sistema (Bascompte & Jordano, 2013).

La estructura de las interacciones bióticas se analiza frecuentemente en términos de especialización versus generalismo, es decir, como una medida de con cuántos otros nodos interactúan cada nodo dentro de la red. Además, se ha planteado si el solapamiento de la dieta entre especies evolutivamente relacionadas aumenta o disminuye durante los

períodos de escasez de recursos. Una hipótesis propuesta sugiere que las especies tienden a comportarse como generalistas cuando los recursos son abundantes, lo que provoca que todas las especies consuman los mismos alimentos (Schoener, 1974, 1982), aumentando así la cantidad de interacciones entre consumidores y recursos. Bajo este enfoque, se asume que cuando los recursos se vuelven escasos, cada especie se ve obligada a especializarse en aquellos tipos de presas que consume de manera más eficiente (Schoener, 1974, 1982; Schleuning et al., 2012), lo que resulta en una disminución del número de interacciones entre consumidores y recursos.

Las redes de interacciones son una herramienta valiosa para evaluar el grado de generalismo o especialismo en las especies. A través de estas redes, es posible cuantificar diversas métricas que nos permiten medir el nivel de especialización o generalismo, lo que facilita comprender mejor la repartición de recursos y la coexistencia entre especies. Dentro de la gran cantidad de índices que se pueden calcular a partir de las redes de interacción, para este trabajo se utilizaron algunos que ayudan a entender la variación en el nivel de especialismo tanto a nivel de especie como a nivel de red; entre los índices a nivel de especies que se utilizaron están: el Grado de especie, el cual es el número de vínculos de una especie consumidora de un grupo o número de especies recurso con las que interactúa la especie consumidora (Jordano, 1987, 2003, 2009). Esta métrica se utilizó para evaluar la conectividad entre los consumidores y los recursos. Menores valores de grado pueden significar que las especies consumidoras pueden ser vulnerables ante la pérdida los recursos que consumen. Otra métrica a nivel de especie utilizada en este trabajo fue la Especialización (d'): Cuantifica la selectividad de la especie consumidora en relación a los recursos disponibles, por lo tanto una mayor especialización ocurre cuando una especie interactúa de manera frecuente con un número reducido de recursos (Fox & Morrow, 1981; Ollerton et al., 2007; Svanbäck et al., 2008), incluso si estos recursos son menos comunes que otros, evitando el uso de los recursos más abundantes o disponibles (Blüthgen et al., 2006). La Especialización (d') se calcula a partir de la frecuencia de las interacciones observadas en la matriz (Blüthgen et al., 2006). Dicha métrica es útil para realizar análisis comparativos y evaluar hipótesis acerca de variaciones de la generalización/especialización en diferentes ecosistemas (Waser et al., 1996; Olesen & Jordano, 2002; Ollerton & Cranmer, 2002; Blüthgen et al., 2006). Por ejemplo, se pueden comparar las distribuciones de frecuencia de los valores de especialización (d') entre especies. Asimismo, la especialización (d') es análoga a una medida de amplitud de nicho (Blüthgen et al., 2006).

Por otro lado, los índices a nivel de red que se evaluaron son: Especialización a nivel de red (H_2), el cual mide la segregación de nichos entre especies, basada en la diferencia entre el número real de interacciones y el número total de interacciones esperadas para una red. Dado que la especialización (H_2) no se ve afectada por el esfuerzo de muestreo ni por el tamaño de la red, permite realizar comparaciones sólidas y fiables entre distintas redes (Blüthgen et al., 2006). Los valores de H_2 oscilan entre 0 (sin especialización) y 1 (especialización perfecta). Este índice refleja la diversidad de interacciones considerando la matriz completa que representa la red bipartita, al utilizar la proporción del total de registros observados (por ejemplo, visitas de frugívoros a plantas con fruto) que corresponde a cada interacción (Blüthgen et al., 2006). Valores más bajos de especialización (H_2) indican una menor especialización de la comunidad en conjunto.

Otra métrica a nivel de red que se utilizó es el anidamiento (*NODF*): el cual es un patrón de red en el cual las especies especialistas interactúan únicamente con las generalistas, mientras que las generalistas también interactúan entre sí (Bascompte et al., 2003; Almeida-Neto et al., 2008; Bascompte et al., 2009; Vázquez et al., 2009; Ponisio et al., 2019). Por lo tanto, se espera que las comunidades con un alto número de especies consumidoras generalistas formen redes altamente conectadas y anidadas (Cordeiro et al., 2020). En la figura 1 se presenta un patrón de red totalmente anidado, donde la especie de animal 1 interactúa con todas las especies de planta, lo que la convierte en una generalista, mientras que la especie de animal 10 es considerada especialista porque solo interactúa con la especie de planta 1. A su vez, la especie de planta 1 se considera generalista al interactuar con todas las especies de animales. Además, en la figura 1 se observa un núcleo de especies generalistas que interactúan entre sí, representado por las especies 1-5 de animales y 1-5 de plantas, destacado con un cuadro negro. El nivel de anidamiento en una red puede estar relacionado con el número de especies generalistas presentes en la comunidad (Cordeiro et al., 2020); es decir, cuanto mayor sea la cantidad de generalistas, más anidada podría ser la red. Se ha observado que el anidamiento es prevalente en interacciones con alta diversidad de especies, como la polinización y dispersión de semillas, así como en una amplia variedad de interacciones ecológicas (Fonseca & Ganade, 1996; Poulin & Valtonen, 2001; Ollerton et al., 2003; Guimarães et al., 2006; Selva & Fortuna, 2007). Asimismo, niveles altos de anidamiento pueden beneficiar a las especies especialistas, por ejemplo, facilitando la reproducción y dispersión de las plantas.

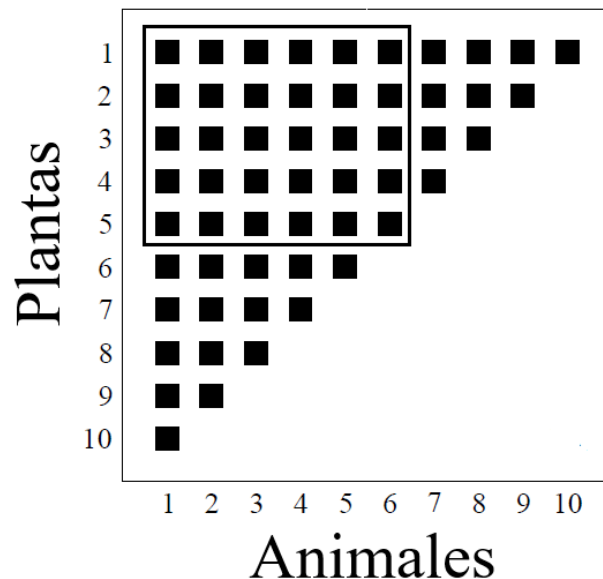


Figura 1. Ejemplos de estructura de la red perfectamente anidada, donde se muestra un núcleo central de generalistas remarcado con un cuadro (tomado de Bascompte & Jordano, 2006).

La Modularidad: Cuantifica las regiones de la red que agrupan especies con enlaces densos, denominadas compartimentos o módulos. En teoría, se espera que las comunidades con especies altamente especializadas presenten una elevada partición de nicho (Cordeiro et al., 2020), lo que favorece la formación de redes con alta modularidad. Las especies dentro de un módulo están más estrechamente vinculadas entre sí que con las de otros módulos, y estos pueden estar conectados o no por especies clave (Pimm, 1982; Dicks et al., 2002; Guimarães et al., 2007; Fortuna et al., 2010). En la figura 2 se muestra un patrón modular, donde se observan grupos de especies que interactúan de manera más intensa, como las especies 1-3 de animales con las especies 1-3 de plantas. Cada módulo está destacado con un cuadro en la figura. Se ha sugerido que una alta modularidad es más frecuente en redes de interacciones antagonistas, donde el grado de generalización de las interacciones es menor en comparación con redes de interacciones mutualistas como la polinización y la dispersión de semillas (Lewinsohn et al., 2006). Por ejemplo, se ha observado que las redes de interacciones mutualistas entre hormigas y plantas muestran un patrón mucho más estructurado en módulos o grupos de especies que interactúan con mayor frecuencia e intensidad entre sí (Guimarães et al., 2006; Blüthgen et al., 2007). Asimismo, la modularidad puede estar relacionada con el especialismo a nivel de red o comunidad, ya que los módulos o grupos de especies que interactúan más podrían

reflejar afinidad o especialización en el consumo de recursos (Fortuna et al., 2010; Vizentin-Bugoni et al., 2018; Ponisio et al., 2019; Cordeiro et al., 2020).

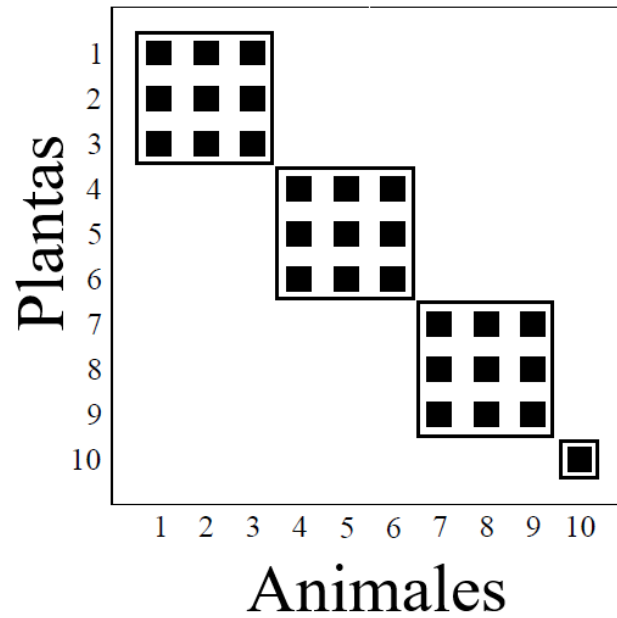


Figura 2. Ejemplos de una estructura en la red de interacción con una alta modularidad, donde se muestran los grupos de especies o módulos remarcados en cuadros (tomado de Bascompte & Jordano, 2006).

JUSTIFICACIÓN

La península de Yucatán es una región de gran relevancia para la avifauna de México, con un registro aproximado de 553 especies de aves, distribuidas en 75 familias, lo que representa el 51% del total de especies de aves en el país. Del total, 230 son consideradas migratorias neotropicales que llegan a la península desde el norte; y de éstas, 129 se consideran residentes invernales. Un grupo de 54 especies migratorias se considera de paso, ya que solo descansan y se alimentan en la península antes de continuar su viaje hacia Sudamérica, y 46 de ellas son consideradas ocasionales (MacKinnon, 2005; MacKinnon et al., 2009). Además, la península alberga 236 especies residentes que se encuentran durante todo el año, así como 12 especies endémicas (Chablé & Pasos, 2010; Navarro-Sigüenza et al., 2014). No obstante, en los últimos 20 años ha habido un aumento desmedido de perturbaciones antropogénicas en muchos de los hábitats de la península, especialmente en las zonas cercanas a la costa (Herrera-Silveira et al., 2005; García de Fuentes et al., 2011). A pesar de la notable diversidad de aves y las amenazas que enfrentan, la mayor parte de la literatura disponible se ha centrado en describir los cambios en las comunidades de aves en áreas específicas y en periodos de tiempo reducidos (Deppe & Rotenberry, 2005; Deppe et al., 2008; Smith et al., 2008; Leyequién et al., 2014). Otros estudios han examinado las variaciones en comunidades de aves a lo largo del año y en distintos hábitats, pero enfocándose en grupos específicos de especies (Echeverría-Caro et al., 2022).

En la península de Yucatán se conoce poco sobre las interacciones entre las aves y los recursos que consumen, aunque estas interacciones desempeñan funciones ecológicas esenciales para mantener la integridad de los ecosistemas forestales (Finegan, 1996). Aproximadamente el 75% de las especies de árboles y arbustos en las selvas tropicales dependen de animales para la polinización y dispersión, y las aves destacan como el grupo con mayor capacidad para cumplir estas funciones gracias a su movilidad (Primack et al., 2001). Entre los beneficios que las especies frugívoras ofrecen a las plantas se encuentran: 1) la dispersión de semillas hacia sitios seguros, lo cual es crucial para plantas que requieren condiciones específicas para germinar y establecerse; 2) algunas aves favorecen la germinación de semillas al pasar estas por su tracto digestivo (Núñez, 2008). En este contexto, se ha observado que el ave migratoria víreo de ojos blancos (*Vireo griseus*) es un importante dispersor de semillas de palo mulato (*Bursera simaruba*) en la península de Yucatán (Greenberg & Márquez-Valdelamar, 1995). Por otro lado, las aves insectívoras

contribuyen al control de plagas y herbívoros al alimentarse de insectos, regulando sus poblaciones (Van Bael, 2003, 2005).

Debido a las múltiples funciones que desempeñan, las aves han sido consideradas indicadores clave del estado de conservación de un sitio (Guerrero, 2002; Navarro-Alberto et al., 2016), ya que muchas de ellas son sensibles a los cambios estructurales del hábitat que impactan los diversos hábitats. Esto puede reflejarse en las interacciones que mantienen con sus recursos (Bascompte & Jordano, 2013; Cordeiro et al., 2020). Se ha señalado que las especies especialistas son particularmente vulnerables a las perturbaciones del hábitat, las cuales reducen o limitan los recursos de los que dependen (Bascompte & Jordano, 2013; Cordeiro et al., 2020). Además, en zonas tropicales, se ha observado que muchas aves insectívoras presentan un alto grado de especialización (Sherry, 1990, 2020). Sin embargo, en la Península de Yucatán existen pocos estudios que aborden estos temas. Por lo que en este trabajo estudiamos la dieta y las interacciones de diferentes grupos de aves. La información obtenida en este estudio nos proporciona una visión de los recursos alimenticios consumidos por las aves residentes y migratorias, así como los cambios en la estructura de las interacciones entre las aves y los recursos en función de la fluctuación de estos últimos. Estudiar la dieta de las aves también nos permite evaluar si, a lo largo del año, las especies presentan dietas más generalistas o especialistas, lo que les facilitaría aprovechar los recursos disponibles y persistir en distintos hábitats, pese a las fluctuaciones estacionales. En consecuencia, este estudio puede ayudarnos a comprender mejor la coexistencia de especies en ambientes variables. Estudios previos se han centrado en bosques tropicales húmedos con baja o nula variación temporal de los recursos (Sherry, 1990, 2020), pero no se sabe con certeza qué ocurre en hábitats con variabilidad en los recursos, es decir, qué estrategias desarrollan las especies (generalismo o especialismo) para coexistir y persistir en tales entornos. La Península de Yucatán es un lugar idóneo para investigar la transición entre estrategias generalistas y especialistas, dado que presenta hábitats con una marcada estacionalidad en los recursos, como los invertebrados, cuya disponibilidad varía entre la temporada de lluvias y la época seca (Smith & Robertson, 2008). Asimismo, se ha documentado una variación en las épocas de fructificación de las especies vegetales entre las estaciones seca y lluviosa (Valdez-Hernández, 2015). No obstante, aún no se ha explorado cómo la estacionalidad afecta a las relaciones entre las aves y los recursos alimenticios que consumen. La información obtenida en este trabajo nos puede dar un panorama de los recursos

alimenticios que consumen las aves residentes y migratorias. así como los cambios en la estructura de las interacciones entre las aves y los recursos que consumen en función de la fluctuación de estos últimos. Adicionalmente estudiar la dieta de las aves nos puede servir para evaluar si durante el año las aves presentan dietas más generalistas o especialistas para poder aprovechar los recursos disponibles que les permitan ocupar y persistir en los diferentes hábitats, aunque los recursos presenten fluctuaciones durante el año. Por lo tanto, este trabajo nos puede ayudar a entender mejor la coexistencia de las especies en ambientes variables.

PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

1. ¿Cuáles son los recursos animales y vegetales que las aves consumen en los manglares y las selvas bajas caducifolias de la costa norte de Yucatán?
2. ¿Cómo influye la variación temporal en la cantidad de recursos disponibles (frutos) en la estructura de las redes de interacciones entre las aves y sus recursos en el manglar y la selva baja caducifolia?
3. ¿Cómo cambia el traslape de la dieta entre especies residentes, migratorias y residentes y migratorias en función de la variación temporal en la cantidad de recursos (frutos)?
4. ¿Qué tan diferente o similar es la dieta de las especies migratorias durante el invierno en los diferentes hábitats de la costa norte de Yucatán?

HIPOTESIS

General

La abundancia y diversidad de frutos actúa como un mecanismo de compensación frente al alto traslape de otros recursos como invertebrados en la dieta de las aves. Por lo tanto, al aumentar la abundancia de frutos aumentará la amplitud de dieta y cambiará la estructura de las interacciones consumidor-recurso, haciéndolas menos especializadas.

Capítulo II

Durante el invierno la disponibilidad de frutos como fuente alimenticia alternativa a los artrópodos propicia un mayor traslape en la dieta entre las especies migratorias. Esta relación varía entre hábitats, y será más marcada en la selva baja caducifolia, donde la abundancia y diversidad de frutos es mayor que en el manglar.

Capítulo III

La variación en la disponibilidad de recursos fomenta cambios en el nivel de especialización de las especies de aves, propiciando cambios en la estructura de las redes de interacción y en el nivel de traslape de la dieta. Esta relación puede variar entre temporadas, causando mayor generalismo y mayor traslape en la dieta cuando existe una mayor cantidad de frutos disponibles.

OBJETIVO GENERAL

- Caracterizar y comparar los cambios temporales en la amplitud de la dieta y la estructura de las interacciones consumidor-recurso para las aves residentes y migratorias en distintos hábitats de la costa norte de la Península de Yucatán.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Comparar la dieta de las especies migratorias durante la época de invierno, en hábitats de manglares y de selvas bajas caducifolias de la costa norte de Yucatán.
- Evaluar el efecto de los cambios estacionales en la abundancia de recursos (frutos) sobre diferentes métricas de las redes consumidor-recurso en hábitats de manglares, y selvas bajas caducifolias a lo largo de un ciclo anual.
- Comparar el nivel de especialización entre especies residentes y migratorias en hábitats de manglares, y de selvas bajas caducifolias a lo largo del año.
- Cuantificar el nivel de traslape de la dieta entre las especies residentes, migratorias y residentes y migratorias en función a la abundancia de recursos (frutos) a lo largo un ciclo anual.

CAPÍTULO II DIET OVERLAP OF OVERWINTERING MIGRATORY BIRDS ON THE NORTHERN COAST OF THE YUCATÁN PENINSULA.

2.1. INTRODUCTION

During the non-breeding season, migratory bird species occupy and exploit food resources in the same hábitats (Sherry et al., 2016). How they do so is uncertain: for species to coexist, there must be niche differences, which often implies a degree of diet differentiation (Sherry, 2016, 2020, 2022; Kent et al., 2022). However, recent work on migratory passerine species during winter found coexistence despite high diet overlap (Kent et al., 2022), possibly due to diffuse competition whereby species share the most attractive or easy-to-catch resources, but are uniquely adapted to exploit other, more difficult-to-catch resources (Sherry, 2020, 2022). The diffuse competition hypothesis is informed by studies from just a few regions (Caribbean islands, Sherry et al., 2016; Kent, 2020; 2022) and habitats (mangrove, Kent et al., 2022, tropical forests, Kent & Sherry, 2020, coffee plantations, Sherry et al., 2016) and solely from the Parulidae family. Therefore, to discover the generality of the hypothesis and learn how species coexist at the same overwintering site, it is necessary to expand studies of overwinter diet overlap to a broader suite of species and ecosystems. Moreover, linking diet to coexistence informs what might happen to bird diversity if climate and landscape change should alter the abundance and composition of food resources available in wintering areas.

The winter diet of migratory passerines can include different types of invertebrates, such as ants, beetles, spiders, grasshoppers, dragonflies, caterpillars, and thrips, as well as different fruits and seeds (Morton & Greenberg, 1989; Blake & Loiselle, 1992; Sherry, 2016, 2022, 2020; Kent, 2020, 2022). Each type of food has different benefits: invertebrates have a high proportion of protein, which promotes the growth and regeneration of muscle mass (Rosebrough & McMurty, 1993); additionally, some types of invertebrates, such as those with an aquatic larval phase, provide fatty acids key for chick development (Twining, 2016, 2018, 2019). Meanwhile fruits are rich in glucose and fatty acids, which provide energy for long-distance migratory flights (Smith & McWilliams, 2009). While birds do not need to fuel migratory flight over winter, some species still consume a substantial amount of fruit (Blake & Loiselle, 1992). Hence, partial frugivory of some species could be sufficient to compensate for overlapping consumption of similar invertebrates. Consequently, in habitats with both invertebrates and fruit present, diet overlap may be high. Meanwhile, where only

invertebrates are present, species may need to be more specialized, reducing interspecific diet overlap. However, such dietary specialization may limit habitat occupancy: species that occupy more than one habitat can do so because their diet is general enough that they can exploit the unique resources of each habitat. In comparison, species that are only present in one habitat may consume only the resources unique to that habitat.

The Yucatan Peninsula of Mexico offers the opportunity to compare the diet and resources available to terrestrial migratory birds during winter in a region critical to sustaining hemispheric migratory bird diversity (Cohen et al., 2017). As the northern coast of the Yucatan lies where the crossing of the Gulf of Mexico is at its shortest shortest route to go between breeding and non-breeding sites, many individuals rely on local habitats before and after making the overwater crossing prior, during, and subsequent to migration (Deppe & Rotenberry, 2008; Echeverría-Caro et al., 2022). The main coastal habitats-mangrove and tropical dry forest-have a marked difference in available resources. In mangroves invertebrates are available throughout the year due to constant water availability (Acevedo & Aide, 2008; Lefebvre et al., 1994; Lefebvre and Poulin, 1996), but plant diversity is low due to flooding and salt water (Pool et al., 1975; Twilley et al., 1986, 1998; Lugo et al., 1988). On the other hand, the tropical dry forest has a greater diversity of plant species (Guadarrama et al., 2018), potentially offering a greater number of fruits. However, during the dry season plants lose their leaves and soil moisture and environmental humidity are drastically reduced, which can reduce invertebrate abundance (Holmes & Schultz, 1988; Smith & Robertson, 2008). Due to the differences in invertebrate and fruit availability between mangrove and forest, we expect: 1) lower interspecific diet overlap in the mangrove than the forest; 2) lower diet overlap between than within habitats, indicating a convergence in diet based on each habitat's resources; and 3) lower diet overlap for species present in only one habitat than species present in both habitats.

2.2. MATERIALS AND METHODS

For this study we define migratory birds as species that move between nearctic breeding grounds and neotropical non-breeding grounds. While migration is a trait present in many bird orders, after filtering our data (see below), all but one of our study species were Passeriformes (the exception was the Piciform *Sphyrapicus varius*). We collected data on food consumption in four sites on the northern coast of the state of Yucatán, Mexico: Chuburná Puerto, Progreso, Dzemul and Telchac Puerto (Figure 3). At each site, we delimited transects 500 meters long by 25 meters on each side, placing one transect in the mangrove and another in adjacent tropical dry forest, meaning there were eight transects in total, four transects for each habitat, that is, one for mangrove and another for tropical dry forest in each site. The study sites were separated by at least 8 km. Within study sites, the distance between habitats was at least 6 km. The transects were all placed in large patches of their respective vegetation type, with little to no anthropogenic development.

On each transect, one observer (AEC) recorded by direct observation the food resources consumed by migratory birds over two hours, including invertebrates and fruits. To identify invertebrates, we used different identification guides (Borror & White, 1970; McGavin, 2000; Hanson & Nishida, 2016; Glassberg, 2017), and iNaturalist (iNaturalist, 2023) though we could only identify some resources to genus or family (see table 1 supplementary material). To identify plants, we used the guide *Arboles del Mundo Maya* (Brokaw et al., 2011) and we consulted the digital herbarium of the Centro de Investigación Científica de Yucatán (Duno de Stefano et al., 2010) and iNaturalist (iNaturalist, 2023). To assist in identification, photographic records were taken when there was an opportunity. The observer has seven years of experience identifying and collecting data on local birds. However, he used *Sal a Pajarear Yucatán* (MacKinnon, 2017) and the Merlin Bird ID application (Cornell Lab of Ornithology, 2019) to confirm visual identification. Furthermore, the observer carried out a pilot study during the six months prior to data collection to learn how to identify food items and record consumption events. During the pilot study, the observer delimited the transects with a GPS to ensure that the same area was always visited throughout the field work. We recorded data from 6:00 am to 11:00 am when birds are most active foraging for food. We visited each transect once per week from December 2021 to February 2022 (12 visits per transect). During each visit, each transect was walked for two hours. With the help of 10x42 binoculars, the observer registered foraging birds at a distance

of no more than 10 m from the transect. Each foraging individual was observed for no more than four minutes. Likewise, if another individual of any species was observed feeding at another time on the same day, the data was added to the previous record. The final dataset consisted of the identity and number of food items consumed by each bird species on each transect each day and the frequency of their consumption per day, only the 1% of the consumption observations could not identify the food item, and were not added to the data base. We did not study fall (August-November) and spring (February-April) because migratory movement between habitats causes daily variability in bird community composition, making it difficult to characterize species diet in each habitat. We did not collect data on invertebrate or fruit availability, nor did we record foraging substrate. We alternated the start time of our surveys among habitats: one week we began in the mangrove and the following week we began in the tropical dry forest.

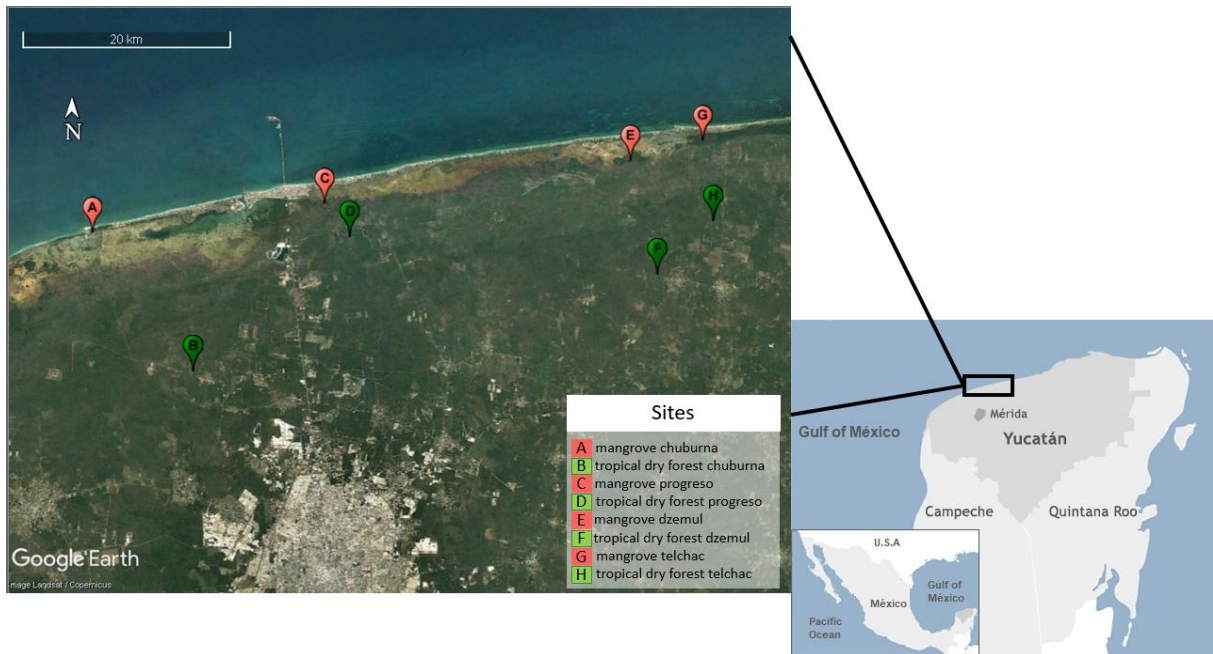


Figure 3. Study area on the north coast of the Yucatan Peninsula. The pins further north or near the coast at each site correspond to the mangrove, while the pins further south correspond to the tropical dry forest. Each letter corresponds to a site and a habitat. (Google n.d. 2023).

2.2.1. DATA ANALYSIS

Habitat differences in interspecific diet overlap (prediction 1). With data on each species' diet, we used non-metric multidimensional scaling (NMDS) to explore interspecific diet overlap, constructing separate ordinations for mangrove and tropical dry forest habitats. For each NMDS, we used the Bray-Curtis dissimilarity metric, permuted 1000 ordinations until reaching a solution, and interpreted the first two dimensions of species dissimilarity (Oksanen, 2011, 2012). We used the metaMDS function from the vegan package (Oksanen, 2011, 2012) in R (R Core Team, 2022). We used each study site as an independent replicate, meaning we summed the abundance of each food item that each species consumed over the sampling weeks. We eliminated data from species that only had one observation during the entire winter, to avoid sampling bias of rare species for which only a small part of the diet could be characterized. Additionally, we removed data that did not allow the NMDS to find a solution; we carried out the NMDS to identify and remove extreme data points and then reran the NMDS until a solution was found, three species were removed Hooded Warbler (*Setophaga citrina*), Magnolia Warbler (*Setophaga magnolia*), and Palm Warbler (*Setophaga palmarum*), only for tropical dry forest NMDS. To measure the fit of the model we used the stress value output by the metaMDS function. Lower stress indicates a better fit with a value less than 0.2 considered to be a good fit. To visualize and interpret differences in resource consumption among species within each habitat, we plotted 95% confidence ellipses around each bird species, calculated from the standard deviation of the weighted average of the diet centroid (Oksanen, 2011, 2012). Non-overlapping ellipses are interpreted as a significant difference in diets.

Diet overlap between and within habitats (prediction 2). We carried out two permutational multivariate analyzes of variance (PERMANOVA) under the null hypothesis that the distance between each habitat's centroid and the centroid of all the data does not exceed the distance between each species and the habitat centroid (Anderson & Walsh, 2013). We carried out separate PERMANOVAs for species present in one habitat and for species present in both habitats. We permuted the data 1000 times, randomly shuffling the diets among habitats. We rejected the null hypothesis at $p < 0.05$, meaning our data are not consistent with a hypothesis that diet variation is equal between and within habitats; the F and R^2 values indicate the proportion of total diet variation explained by habitat. Additionally,

we calculated ω^2 , which estimates the proportion of explained variance adjusted to the degrees of freedom.

The data used for the PERMANOVAs were the total number of instances a resource was consumed by each bird species across all weeks for each habitat and site; that is, the total winter diet was constructed for each species for the each of the four mangrove sites and the four tropical dry forest sites. For the analysis, habitat was the independent variable with each species and site considered a sampling unit; each species had between two and four sites with resource consumption data. We ran the PERMANOVAs using the `adonis2` function from the `vegan` package (Oksanen, 2011, 2012) in R (R Core Team, 2022), we calculated ω^2 with the `MicEco` package (Russel, 2021).

To compare the extent of interspecific diet variation between habitats, we calculated the homogeneity of variance, for species present in one habitat and for species present in both habitats. We used a PERMANOVA to partition total diet dispersion into between and within habitat components; we used the `betadisper` and `permutest` functions of the `vegan` package (Oksanen, 2011, 2012) in R (R Core Team, 2022).

Diet overlap for species present in one vs both habitats (prediction 3). To evaluate whether species present in only one habitat have lower diet overlap than species found in both habitats, we compared observed interspecific niche overlap to niche overlap calculated from null models using the function “`niche_null_model`” and the RA3 algorithm in the `EcoSimR` package (Gotelli et al., 2013) in R (R Core Team, 2022). The algorithm shuffles food resources among species to create random communities but conserves the resource breadth of each species. We permuted 1000 random communities in each habitat for species present in one habitat and species present in both habitats. We calculated diet overlap with the Pianka index (Pianka, 1973) with the following equation:

$$O_{kl} = \frac{\sum_i^n P_{il}P_{ik}}{\sqrt{\sum_i^n P_{il}^2 \sum_i^n P_{ik}^2}}$$

Where O_{kl} is the resource overlap between species k and l , and since the index is symmetric $O_{kj} = O_{lk}$. P_{ib} represents the proportion of resource i that is used by species b . Using the index allows diet overlap to be put on a 0-1 scale, with values close to 0 reflecting exclusive resource use by each species in a pair and values close to 1 reflecting that there are no differences in species diets (Pianka, 1973). We considered observed communities to be more (or less) specialized than random communities when the observed Pianka index

occurred in the tails (< 2.5 % or > 97.5%) of the 1000 random values (Albrecht & Gotelli, 2001).

2.3. RESULTS

Across all sites, habitats, and sampling dates, we recorded a total of 19 migratory bird species. In the mangrove, we recorded 15 species belonging to one order (Passeriformes), three families and seven genera; four species were only found in the mangrove. We recorded the birds consuming 47 different food items of which 39 were invertebrates and eight were fruits. In the tropical dry forest, we recorded 15 species from two orders, four families and seven genera; four species were only found in the tropical dry forest. We recorded the birds consuming 52 different food items consisting of 33 invertebrate taxa and 19 different fruits (see table 2 annexes).

Habitat differences in interspecific diet overlap (prediction 1). In the mangrove, the NMDS fit the observed distances between the samples well, obtaining a stress of 0.11. We found high dietary overlap among all bird species (Figure 4A), with diets consisting mostly of invertebrates (Figure 4B). For the tropical dry forest, the NMDS had a stress of 0.061, indicating a good fit of the distances between the samples. We found moderate diet overlap among all bird species and only one species that presented a diet totally different from the others (Figure 5A). The Yellow-rumped Warbler (*Setophaga coronata*) had a broad diet that overlapped with almost all other species in both habitats. If we were to remove the Yellow-rumped Warbler from the NMDS results figure, then the diet differences among the remaining species would be more noticeable (Figures 4A, 5A; Table 2). In both habitats, birds consumed more invertebrates than fruits, though fruits made up a higher proportion of total consumed resources in the forest than in the mangrove (Figure 5B). In general, there is a greater abundance and diversity of fruiting species in the tropical dry forest than the mangrove (Pool et al., 1975; Lugo et al., 1988; Twilley et al., 1986; Twilley, 1998; Guadarrama et al., 2018).

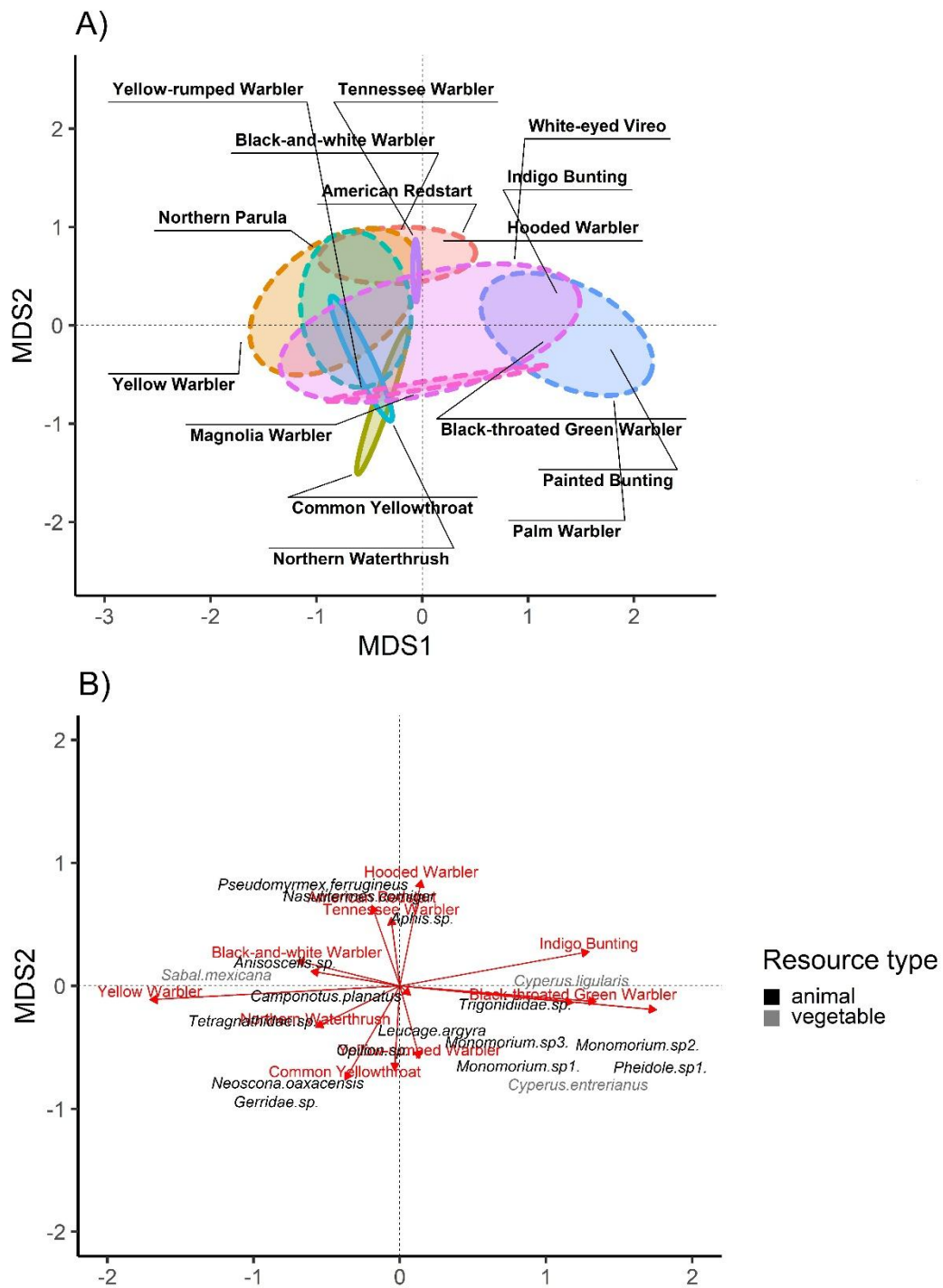


Figure 4. A) Non-metric multidimensional scaling for all species present in the mangrove with 95% confidence interval ellipses drawn around each species' centroid (based on weighted averages). The solid lines show the species present only in the mangrove and the dotted lines the species present in the mangrove and the tropical dry forest. Each ellipse has its own label with the name of the bird species. B) The same non-metric multidimensional scaling but showing resources consumed by the migratory birds, with animals in black and fruits in grey. The arrows represent each bird species.

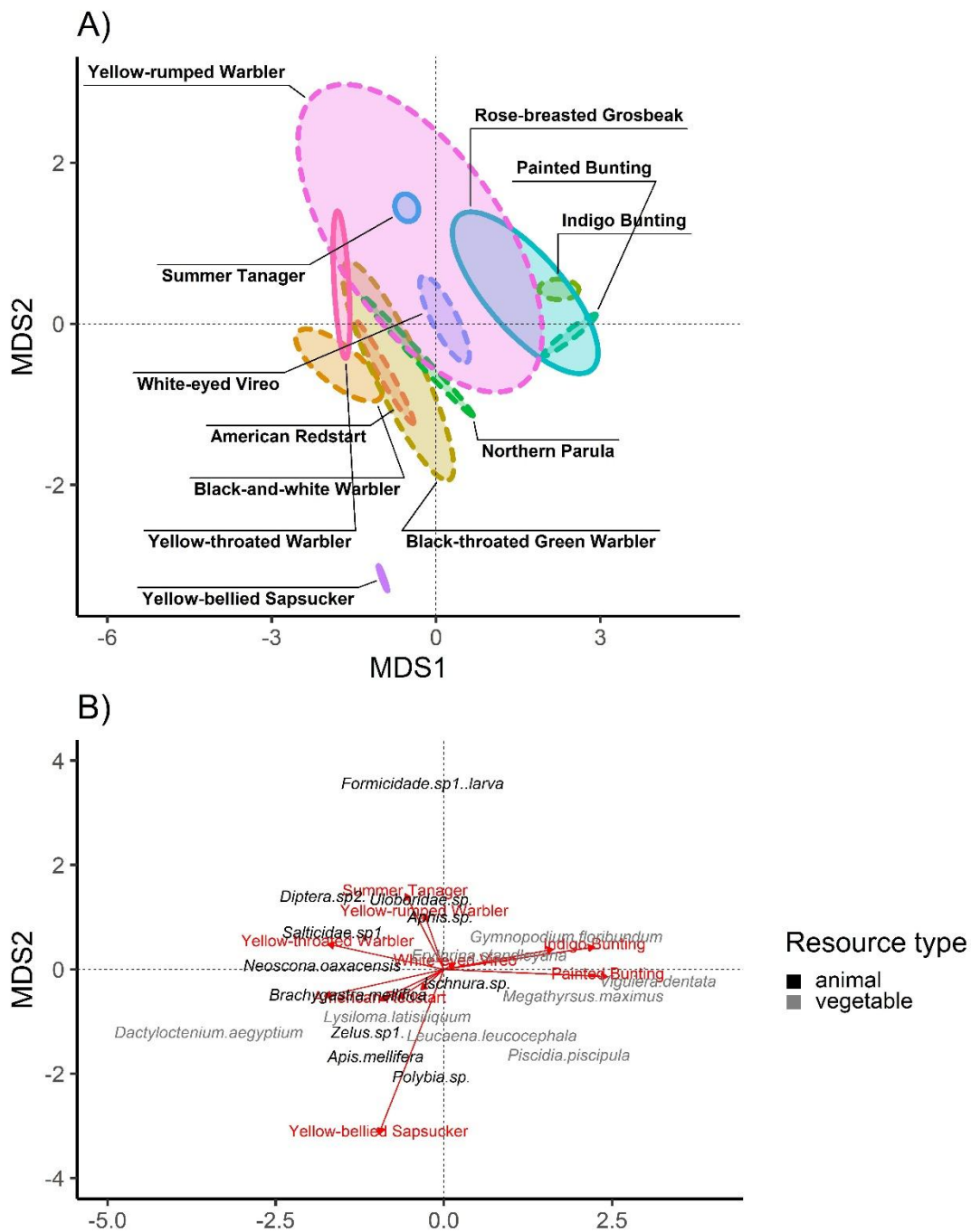


Figure 5. A) Non-metric multidimensional scaling for all species present in the tropical dry forest with 95% confidence interval ellipses drawn around each species' centroid (based on weighted averages). The solid lines show the species present only in the tropical dry forest and the dotted lines the species present in the mangrove and the tropical dry forest. Each ellipse has its own label with the name of the bird species. B) The same non-metric multidimensional scaling but showing resources consumed by the migratory birds, with animals in black and fruits in grey. The arrows represent each bird species. Note that we had to remove three species – Hooded Warbler (*Setophaga citrina*), Magnolia Warbler (*Setophaga magnolia*), and Palm Warbler (*Setophaga palmarum*) - from the analysis because their extreme positions in the ordination space prevented the NMDS from arriving at a solution.

In both habitats and for species occupying one or both habitats, diet overlap was significantly higher than expected by chance (Table 2). The one exception was for the group of species that only occur in tropical dry forest that had significantly lower diet overlap than the simulated null communities (Table 2).

Table 2. Observed versus simulated diet overlap, calculated as the Pianka index, for species present in one habitat and species present in both habitats.

	Habitat	Observed	Simulated	<i>P</i> value
All species	mangrove	0.285	0.0915	0.001
	tropical dry forest	0.0969	0.0726	0.041
Species present in one habitat	mangrove	0.287	0.251	0.260
	tropical dry forest	0.00184	0.143	0.001
Species present in both habitats	mangrove	0.313	0.0948	0.001
	tropical dry forest	0.125	0.0872	0.039

Diet overlap between and within habitats (prediction 2). We found a significant difference in the diet between habitats for species present in one and both habitats (Table 3). However, habitat explained a small amount of the variation in the species' diet (Table 3). Instead, most of the variation in diet occurred within habitat, primarily due to differences in species diets among sites (Figure 6, Table 4).

Table 3. PERMANOVA results comparing diet overlap between and within habitats for species present in one habitat and species present in both habitats.

		Degrees of Freedom	Sum of Squares	R ²	ω^2	F	P value
Species present in one habitat	Between habitat	1	1.31	0.142	0.0925	3.14	< 0.001
	Within habitat (Residuals)	19	7.94	0.858			
	Total	20	9.26				
Species present in both habitats	Between Habitat	1	1.80	0.0716	0.0543	4.24	< 0.001
	Within habitat (Residuals)	55	23.3	0.928			
	Total	56	25.1				

Table 4. Homogeneity of variance test results comparing within habitat dispersion of species diets between mangrove and tropical dry forest for species present in one habitat and for species present in both habitats.

		Degrees of Freedom	Sum of Squares	R ²	F	P value
Species present in one habitat	Between habitat	1	0.0633	0.0633	4.94	0.0290
	Within habitat (Residuals)	19	0.244	0.128		
Species present in both habitats	Between Habitat	1	0.0286	0.0286	8.41	0.0040
	Within habitat (Residuals)	55	0.187	0.00340		

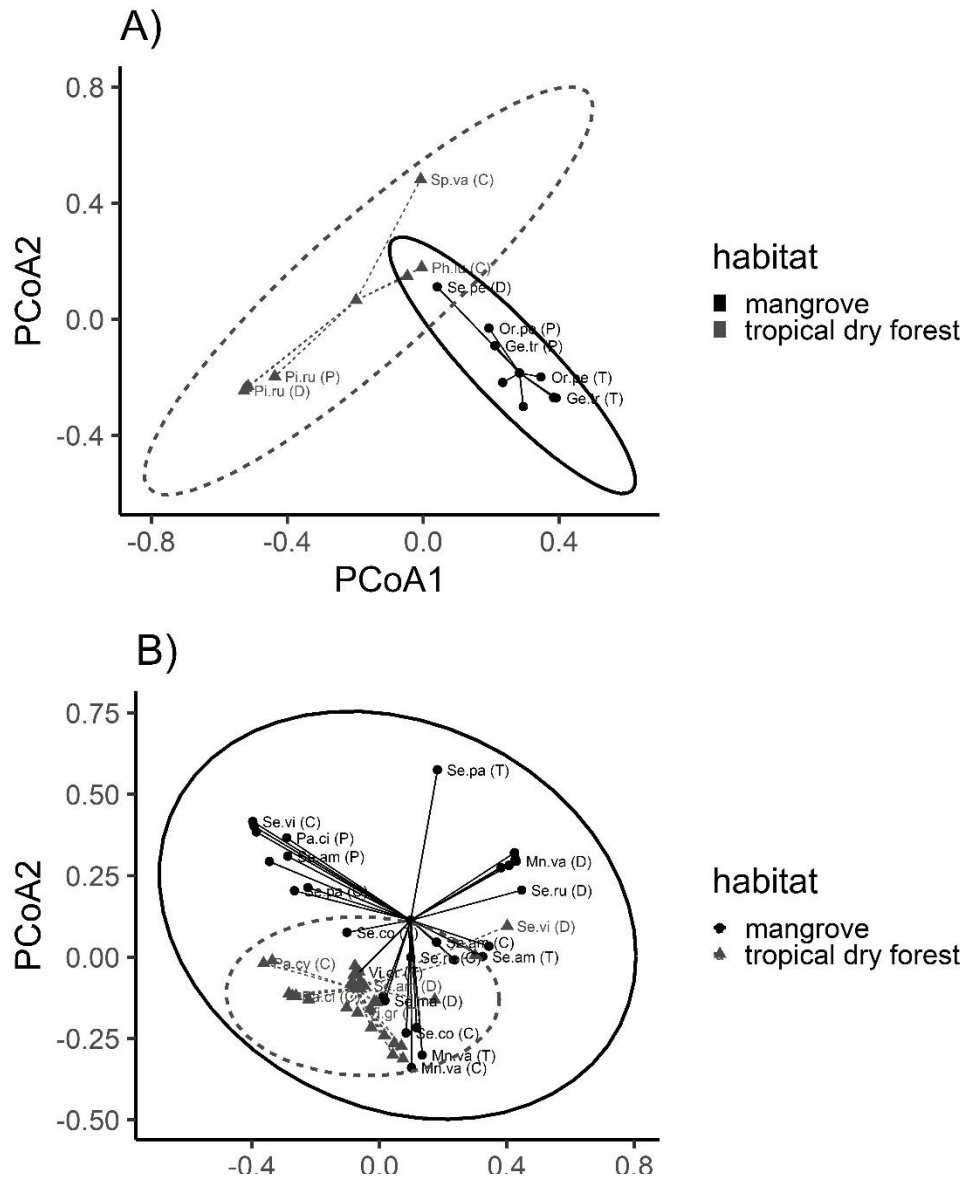


Figure 6. The location of each species' diet in each site and hábitat in multivariate space. The ovals are 95% confidence interval ellipses for each habitat, the mangrove represented by black solid lines and dots, and the forest by grey dotted lines and triangles. (A) Species present in only one habitat. (B) Species present in both habitats. Ge.tr: Common Yellowthroat (*Geothlypis trichas*), Or.pe: Tennessee Warbler (*Oreothlypis peregrina*), Pa.no: Northern Waterthrush (*Parkesia noveboracensis*), Ph.lu: Rose-breasted Grosbeak (*Pheucticus ludovicianus*), Pi.ru: Summer Tanager (*Piranga rubra*), Se.do: Yellow-throated Warbler (*Setophaga dominica*), Se.pe: Yellow Warbler (*Setophaga petechia*), Sp.va: Yellow-bellied Sapsucker (*Sphyrapicus varius*), Mn.va: Black-and-white Warbler (*Mniotilta varia*), Se.am: Northern Parula (*Setophaga americana*), Se.co: Yellow-rumped Warbler (*Setophaga coronata*), Se.pa: Palm Warbler (*Setophaga palmarum*), Se.ru: American Redstart (*Setophaga ruticilla*), Se.vi: Black-throated Green Warbler (*Setophaga virens*), Vi.gr: White-eyed Vireo (*Vireo griseus*), Se.ma: Magnolia Warbler (*Setophaga magnolia*), Pa.cy: Indigo Bunting (*Passerina cyanea*), Se.ci: Hooded Warbler (*Setophaga citrina*), Pa.ci: Painted Bunting (*Passerina ciris*). Each letter in parentheses indicates the site to which the corresponding species' diet belongs: C: Chuburna, D: Dzemul, P: Progreso, T: Telchac.

Diet overlap for species present in one vs both habitats (prediction 3). We found that the dispersion of diets – as indicated by the average distance between the diet centroid of each species and the overall diet in each habitat – was lower in the mangrove than the tropical dry forest and especially for species present only in the mangrove (Figure 7). For the tropical dry forest, diet dispersion was similar for species present only in the forest and for species found in both habitats (Figure 7).

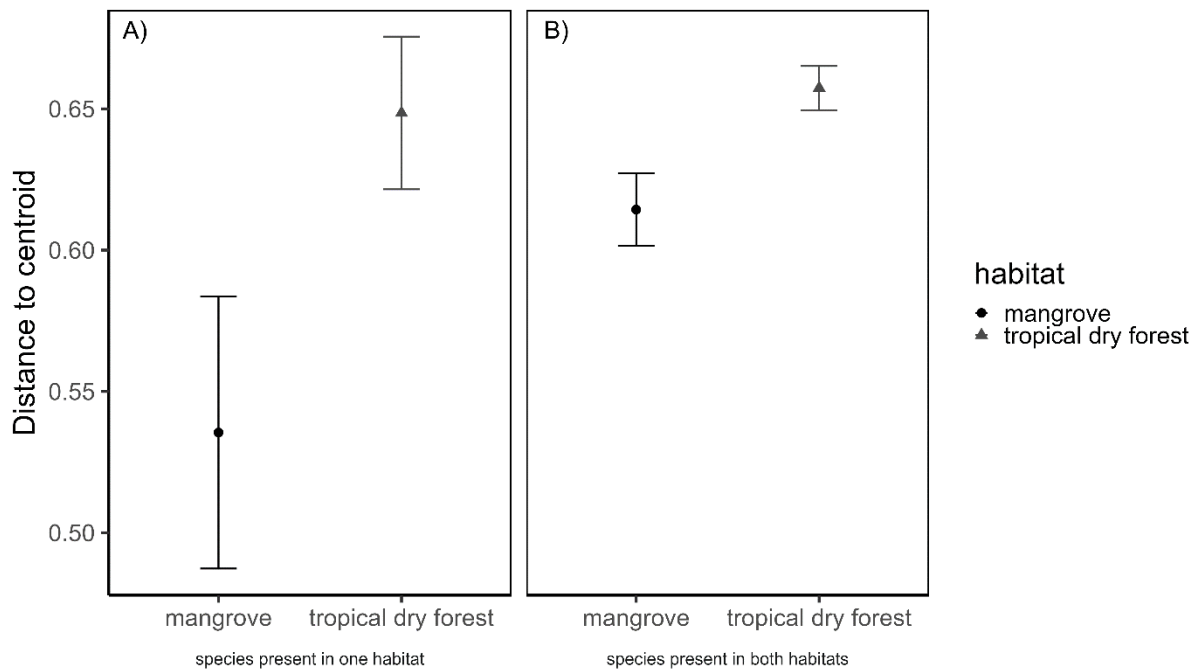


Figure 7. The average (\pm 95% confidence interval) distance between a species' diet centroid and the overall habitat centroid for (A) species present in one habitat and (B) species present in both habitats.

2.4. DISCUSSION

We evaluated three predictions about habitat differences in interspecific diet overlap for overwintering migratory passerines in the north coast of the Yucatan Peninsula. First, we expected lower overlap in the mangrove than the tropical dry forest because the presence of fruits of different plant species in the forest could offset shared consumption of the same invertebrate species. However, we found higher diet overlap in the mangrove. Second, we expected diets to be more similar within than between habitats because of habitat differences in food resources. However, we found greater differences in diets within than between habitats. Third, we expected that species only occupying one habitat would have less diet overlap than species occupying both habitats, a prediction that held for the tropical dry forest but not the mangrove.

High diet overlap in the mangrove could arise because resources there are not limiting, as we had assumed. In fact, we found a similar number of prey resources in the bird diet in the mangrove as the forest (47 vs 48). In mangrove, standing water and humidity cause dead trunks to rot, providing food for carpenter ants (*Camponotus sp.*) and termites (*Nasutitermes sp.*) and dampening fluctuations in their numbers (Lefebvre & Poulin, 1996; Johnson, 2000; 2001). If population stability extends to all mangrove invertebrates, then resource diversity may be constant throughout the winter, obviating the need for birds to partition their diet niches. We also expected low overlap because of an absence of fruit in the mangrove. However, our assumption was incorrect: 14 % of the birds in mangrove consumed fruit, compared to 26 % of the species in the forest. Likewise, only a few more bird species foraging in the mangrove were purely insectivorous (46 %) compared to species foraging in the forest (40 %).

In the forest, food resources may vary temporally more than in the mangrove. Without the presence of standing water, food availability can decline from the end of the rainy season in October (Smith & Robertson, 2008). Migratory birds can minimize interspecific competition for limiting resources by dividing feeding substrates and vegetation strata, that is, the vertical arrangement of vegetation layers (grasses, shrubs, understory and canopy), rather than species of prey (MacArthur, 1958; Kent et al., 2022; Sherry & Kent, 2022). For example, both the American Redstart (*Setophaga ruticilla*) and Black-and-white Warbler (*Mniotilta varia*) consumed the same ants (*Acromyrmex sp.*) and spiders (Salticidae, Tetragnathidae), but we observed the former foraging on branches and the latter foraging near trunks. However, because the same prey species may occur on different substrates,

coexistence may still require some diet partitioning, we observed redstarts and Black-and-white Warblers consuming different beetles (Coccinellidae) and butterfly larvae (Geometridae). Unlike invertebrates, fruits of different species may occur only in certain strata. Hence when frugivores are specialized in foraging in different strata they also consume different food items. We observed the Rose-breasted Grosbeak (*Pheucticus ludovicianus*) foraging in the upper stratum and the Indigo Bunting (*Passerina cyanea*) in the lower stratum, which corresponded to different fruit in the diet: gumbo-limbo (*Bursera simaruba*) vs. guinea grass (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) (B.K. Simon & S.W.L. Jacobs)).

Despite high interspecific diet overlap within the mangrove and tropical dry forest habitats, the variation in diets within habitats exceeded the variation between habitats. The high within-habitat diet diversity could reflect the microhabitat diversity that characterizes the mangroves and forests of the Yucatan. In the mangrove, for example, the Common Yellowthroat (*Geothlypis trichas*) and the Northern Waterthrush (*Parkesia noveboracensis*) foraged near open water, while all other species foraged almost exclusively on branches. In addition, each habitat consists of four study sites separated by up to 60 km, which could lead to considerable differences in available prey. For example, only 2% of a habitat's prey resources were present at all four sites. However, some notable habitat differences in diet were found: only 11 % of the Black-and-white Warbler diet was shared between mangrove and forest while the American Redstart diet was completely different between the two habitats.

The species only present in the tropical dry forest had lower diet overlap than the species present in both habitats indicating potential morphological and behavioral adaptations to the forest (Morton & Greenberg, 1989; Sherry, 1990, 2020; De León et al., 2014). For example, the Rose-breasted Grosbeak's beak allows it to consume hard fruits, which are common in the forest but not the mangrove. The Summer Tanager (*Piranga rubra*) can trap bees and wasps, resources common in the forest due to the diversity of flowering plants. In contrast, diet overlap for species only found in the mangrove was similar to species present in both habitats, likely because all species were from the Parulidae family that have thin beaks that allow them to catch and feed on the small invertebrates found in both habitats such as ants, caterpillars, and spiders.

Our results support the hypothesis of diffuse competition previously used to explain coexistence among migratory birds in the Caribbean islands (Sherry, 1990, 2020, 2022). We found high diet overlap due to shared consumption of relatively easy-to-find and handle

invertebrates such as ants, caterpillars, and spiders. At the same time, each species' diet included exclusive resources that required behavioral (e.g., aerial foraging on butterflies and damselflies) and morphological (e.g., fruit consumption) specializations. Furthermore, diet specialization could extend to individuals within species as per the niche variation hypothesis (Maldonado et al., 2017) which proposes that species with broad diets at the population level are more likely to have individuals with specialized diets.

Understanding coexistence mechanisms provides information on how interspecific interactions mediate the effects of environmental variation on body condition, which is especially important in overwintering migratory birds because habitat selection is not driven by reproduction (Strong & Sherry, 2000). The maintenance of body condition depends on food resources (Sherry & Holmes, 1996) and has repercussions in other stages of the annual cycle (Marra et al., 1998; Greenberg & Marra, 2005). Given that our results from the Yucatan Peninsula coincide with patterns observed elsewhere in the Neotropics, diffuse competition may be a general coexistence mechanism for this group of species. Additionally, this coexistence mechanism is apparently maintained in different habitats, which can help understand why there is a high diversity of migratory species that coexist during the winter in the Yucatan Peninsula. Importantly, for the Yucatan Peninsula and other areas along the Gulf of Mexico coast, threats to migratory birds have been identified, such as urban and tourism development and the proliferation of communications and wind energy infrastructure (Bayly et al., 2018). Therefore, beyond knowing why species may coexist, our study provides information on the resources specific to different birds, which can help define realistic conservation priorities for migratory birds in the region.

Although we obtained important information on diet, we had logistical limitations that did not allow us to carry out observations at more sites. Additionally, by having only one observer collecting data, we were limited in our ability to record more foraging events. Having more people in the field work would have helped us quantify the diversity and abundance of food items available in each habitat, as well as to characterize the foraging strata of each species. Our study could be complemented by carrying out a complete characterization of the diet of migratory birds by obtaining stomach contents of the species or metabarcoding fecal samples. In addition, resident species could be added to the analysis, to check whether the mechanism of diffuse competition acts on all groups of species or is only restricted to migratory species. Finally, to get a better sense of the threats to bird diversity, we could take advantage of local gradients of anthropogenic development

to test whether urbanization simplifies vegetation structure and diminishes food abundance and diversity such that competitive exclusion does occur and diminishes patch level species richness.

CAPÍTULO III

EFFECTO DE LA ABUNDANCIA DE FRUTOS EN LA ESTRUCTURA DE LAS REDES DE INTERACCION CONSUMIDOR-RECURSO EN LAS AVES DE LA COSTA NORTE DE YUCATAN.

3.1. INTRODUCCIÓN

Las aves tanto residentes como migratorias pueden consumir diferentes tipos de recursos de acuerdo a los requerimientos energéticos de su ciclo anual. Por ejemplo, los alimentos con una alta proporción de proteínas y calorías, como los invertebrados reducen la acumulación de tejido adiposo, pero en cambio promueven el crecimiento y regeneración de la masa muscular (Rosebrough & McMurty, 1993). Entonces el consumo de invertebrados ayuda al crecimiento y desarrollo de las crías durante la época reproductiva (Martin, 1987; Fiedler, 2016). En contraste, los alimentos con una proporción baja de proteínas, pero alta en calorías, como los frutos promueven la acumulación de tejido adiposo (Rosebrough & McMurty, 1993) la cual se puede utilizar como energía durante los vuelos migratorios de larga distancia (Smith & McWilliams, 2009). Sin embargo, las fluctuaciones en los recursos disponibles pueden causar en algunas épocas del año pulsos de recursos (Yang et al., 2008; Yang, 2004) como la producción masiva de flores, frutos o semillas (Yang et al., 2008, Kelly, 1994; Wolff, 1996; Ostfeld et al. 1996; Curran & Leighton 2000; McShea, 2000) y la reproducción y agregación de artrópodos. Para poder aprovechar los pulsos de recursos las aves deben ampliar su dieta para incluirlos (Bednekoff & Krebs, 1995; MacLeod et al., 2005). Por lo tanto, la amplitud de la dieta de las especies puede variar de una temporada a otra (Bednekoff & Krebs, 1995; MacLeod et al., 2005). Consecuentemente, las interacciones entre las aves y sus recursos pueden fluctuar, afectando la dispersión de semillas, la relación depredador-presa y otros procesos que determinan la estructura y dinámica de las comunidades (González-Varo, 2010, García et al., 2011, Herrera, 2002, Sipura, 1999).

La variación en la amplitud de la dieta puede causar cambios en el traslape de las dietas entre las especies en diferentes épocas del año, así como en diferentes hábitats (Sodhi et al. 2011). Por ejemplo, se considera que las aves migratorias cuentan con una gran plasticidad alimenticia que les permite consumir una gran variedad de alimentos (Kent & Sherry, 2020; Sodhi et al. 2011), lo que causa un alto traslape entre sus dietas (Sherry, 2016, 2020, 2022). Mientras que se considera que las especies residentes tienen una menor plasticidad alimenticia lo cual facilita que cada especie consuma pocos tipos de recursos,

de manera especializada (Sherry, 1984, 1990, 2016, 2020; Sears et al., 2004). Tener poca plasticidad alimenticia puede causar que las especies residentes no tengan una gran capacidad de ampliar su dieta en las épocas del año cuando hay un aumento en la abundancia de los recursos en comparación con las especies migratorias (Sherry, 1984, 2016, 2020; Remsen & Robinson 1990; Sears et al., 2004). Por otra parte, se ha considerado que las especies residentes son mejores competidoras en la búsqueda de alimento (Sherry, 1984, 1990, 2016, 2020; Sears et al., 2004) por lo que es probable que las especies migratorias consuman recursos diferentes a las especies residentes para evitar o reducir la competencia (Hespenheide, 1980; Leisler, 1990, 1992; Lefebvre & Poulin 1996; Winkler & Leisler 2005; Powell et al., 2021). Sin embargo, aunque teóricamente pueden existir diferencias en la dieta de las especies residentes y migratorias, la idea se ha explorado relativamente poco y la mayor información que se tiene es sobre las especies migratorias (Greenberg, 1993; Greenberg et al., 1994; Poulin & Lefebvre 1996; Sherry et al., 2016; Kent, 2020, 2021). Por lo tanto, es necesario estudiar la dieta de ambos grupos de especies para conocer su composición y nivel de traslape entre épocas.

Una forma de cuantificar las diferencias en las dietas es mediante las redes de interacción. No obstante, la cantidad de interacciones puede estar limitada por la abundancia de los recursos disponibles. Por ejemplo, las redes de interacción tienden a ser más complejas cuando cada especie consumidora interactúa con la mayoría de los recursos alimenticios disponibles (Bascompte et al., 2003; Bascompte, 2009; Heleno et al., 2012; Vázquez et al., 2007). Sin embargo, para que estas interacciones ocurran con mayor frecuencia, los recursos deben ser abundantes. Una mayor complejidad en las redes facilita la resiliencia de la comunidad frente a perturbaciones, ya que la pérdida de interacciones de una especie puede ser compensada por otras (Bascompte et al., 2006; Tylianakis et al., 2007; Tylianakis et al., 2008; Bascompte, 2009). Por el contrario, una baja abundancia de recursos puede simplificar las redes de interacción, haciendo que los consumidores se concentren en los recursos más abundantes. Esto puede reducir el número de pares de especies interactuando y dar lugar a grupos que interactúan principalmente entre sí (Olesen et al., 2007; Bascompte, 2009; Dalsgaard et al., 2013; Beckett, 2015). Este fenómeno puede hacer que las especies dentro de esos grupos sean más vulnerables a la pérdida de alguna de las especies con las que interactúan.

La Península de Yucatán nos da la oportunidad de estudiar la variación tanto en el tiempo como en el espacio de la amplitud y traslape de la dieta de las especies de aves residentes y migratorias en relación a los recursos disponibles. La costa norte de la

Península cuenta con hábitats importantes de parada para las aves migratorias antes y después del cruce del Golfo de México. Además, los recursos disponibles en los hábitats principales de la costa, el manglar y la selva baja caducifolia, varían de un hábitat a otro. En los manglares existe una baja diversidad vegetal debido a las condiciones de inundación (Lugo et al., 1988; Pool et al., 1975; Twilley et al., 1986; Twilley, 1998) en comparación con la selva baja caducifolia (Guadarrama et al. 2018) causando que la disponibilidad de recursos como frutos sea menor en el manglar. Pero el agua presente en el manglar causa que la abundancia de invertebrados sea constante durante el año (Lefebvre et al. 1994; Lefebvre & Poulin, 1996; Acevedo & Aide, 2008). En comparación, en la selva baja caducifolia la humedad y el agua disponible se ven reducidas durante la época seca provocando que la abundancia de invertebrados se reduzca drásticamente y que la disponibilidad de frutos varíe entre estaciones (Holmes & Schultz, 1988; Smith & Robertson, 2008; Valdez-Hernández, 2015).

La variación temporal en los recursos coincide con las diferentes fases del ciclo anual de las aves causando fluctuaciones no solo en la oferta de recursos sino también en la demanda. Primero, el periodo de secas (marzo-mayo) coincide con la migración de primavera e inicio de la época de reproducción para las aves residentes. En esta temporada, existe una alta demanda de recursos como frutos; adicionalmente es la época donde la mayoría de las especies vegetales se reproducen, brindando una mayor oferta de dichos recursos. Mientras que los periodos de lluvias coinciden con el final de la época de reproducción y el inicio de la migración de otoño (junio-septiembre) y la migración de otoño (agosto-noviembre). Durante esta temporada existe un segundo pico de producción de frutos y un pico en la abundancia y diversidad de artrópodos (Smith & Robertson, 2008; Valdez-Hernández, 2015). Finalmente, la temporada de nortes (noviembre-febrero) coincide con la temporada de invierno para las especies migratorias y la temporada no reproductiva para las residentes. El objetivo de este capítulo es explorar los cambios en la estructura de las redes de interacción y el traslape de la dieta en función de la abundancia de recursos (frutos) a lo largo del año en dos hábitats de la costa norte de Yucatán (manglar y selva baja caducifolia); para poder evaluar la variación en el especialismo/generalismo. Esperamos que las especies residentes presenten una mayor especialización en comparación con las especies migratorias; debido a que las especies residentes tienden a desarrollar adaptaciones para explotar de más eficientemente los recursos de los hábitats donde se encuentran, en comparación con las migratorias. Asimismo, se espera un mayor generalismo tanto a nivel de especie como de comunidad y un mayor traslape de la dieta

dentro y entre los grupos de especies cuando existe una mayor abundancia de recursos; esto debido a que, cuando la abundancia de recursos es alta, las especies pueden ampliar su dieta para incluir los recursos más abundantes y fáciles de obtener. Finalmente, se explora si existen diferencias en el nivel de especialización y traslape de la dieta en función a la abundancia de frutos en los diferentes hábitats.

3.2. MATERIALES Y MÉTODOS

Se recopilaron datos sobre el consumo de alimentos de las aves residentes y migratorias en cuatro sitios de la costa norte del estado de Yucatán, México: Chuburná Puerto, Progreso, Dzemul y Telchac Puerto (Figura 8). En cada sitio delimitamos transectos de 500 metros de largo por 25 metros de cada lado para un área total de 1.25 hectáreas (12,500 m²), ubicando un transecto en el manglar y otro en la selva baja caducifolia. En promedio la distancia entre los hábitats de manglar y de la selva del mismo sitio fue 10±3.8 km.

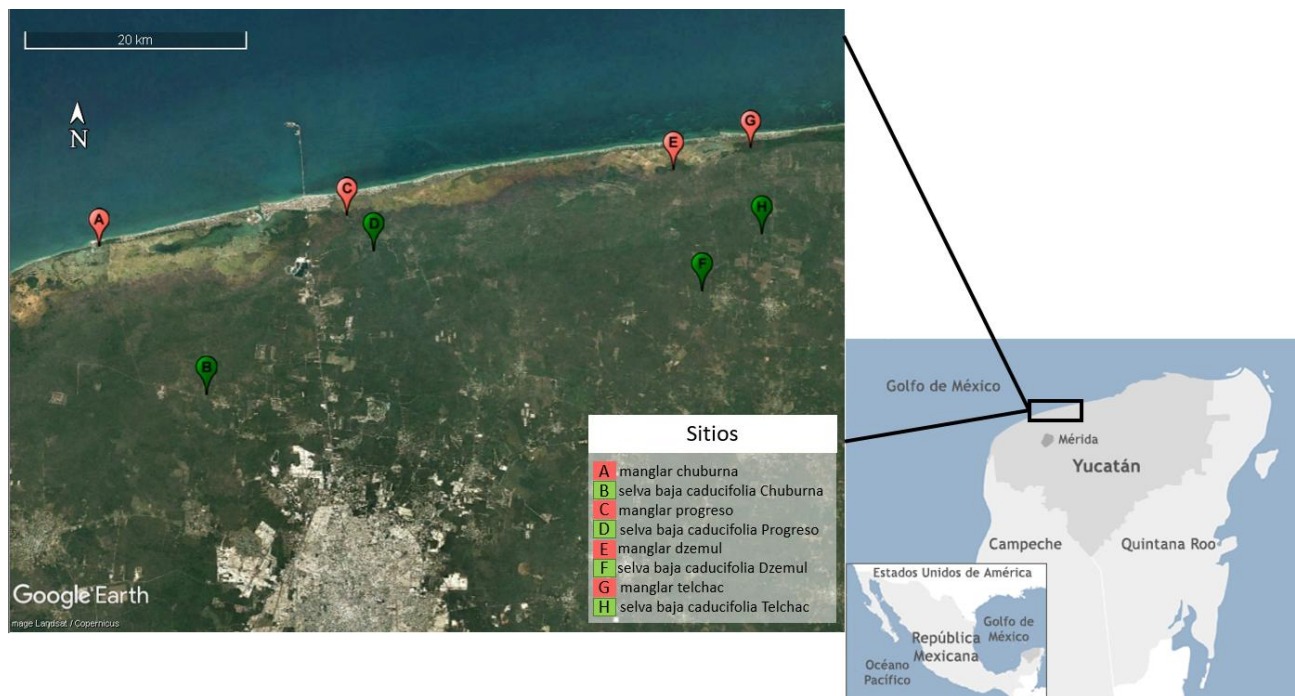


Figura 8. Área de estudio en la costa norte de la Península de Yucatán, los puntos en rojo representan los sitios de manglar, mientras los verdes muestran los sitios de selva baja caducifolia (Google n.d. 2023).

En cada transecto se registró mediante observación directa los recursos alimenticios consumidos por las aves residentes y migratorias durante una hora, incluidos invertebrados y frutos. Para identificar los invertebrados utilizamos diferentes guías de identificación: Borror & White, (1970), McGavin, (2000), Hanson & Nishida (2016), y Glassberg (2017), aunque pudimos identificar algunos recursos solo a nivel género o familia. Para identificar aves utilizamos Sal a Pajarear Yucatán (Mackinnon, 2017) y la aplicación Merlin Bird ID

(Cornell Lab of Ornithology, 2019). Para plantas utilizamos la guía Árboles del Mundo Maya (Brokaw et al., 2011), consultamos el herbario digital del Centro de Investigación Científica de Yucatán (Duno de Stefano et al., 2010) e iNaturalist (<http://www.inaturalist.org>). Registramos los datos desde las 6:00 am hasta las 11:00 am, que son las horas cuando las aves están más activas buscando comida. Se visitó cada transecto una vez por semana desde agosto de 2021 hasta agosto de 2022; al término del muestreo se obtuvieron 52 semanas de datos por sitio y para cada uno de los hábitats. Alternamos el tiempo de inicio de nuestros muestreos entre hábitats: una semana se comenzó en el manglar y la semana siguiente se comenzó en la selva baja caducifolia.

Con los datos se construyeron redes de interacciones en periodos de dos semanas, en cada sitio para cada hábitat para un total de 104 redes para cada hábitat en todo el año. Las redes se realizaron en periodos de dos semanas debido a que los datos no eran suficientes para construirlos de manera semanal, es decir en algunos casos al construir las redes de manera semanal contaban con menos de cinco especies de aves y menos de cuatro recursos; lo cual podría causar una mala estimación de las métricas evaluadas. Las redes se construyeron a partir de todas las interacciones de las aves y los recursos que consumen, tanto de recursos animales (invertebrados y vertebrados), como vegetales (frutos, semillas y néctar) (se incluyen algunos ejemplos de las redes construidas en los Anexos Figuras. 2-5). Para cuantificar los cambios en la estructura de las redes o interacciones se utilizaron métricas a nivel de especie y métricas a nivel de comunidad o red. Para el nivel de especie se utilizaron: 1) Grado de especie: Número de vínculos de una especie consumidora de un grupo o número de especies recurso con las que interactúa la especie consumidora (Jordano, 1987, Jordano et al. 2009). Esta métrica nos brinda información de cuáles especies pueden ser resilientes ante una perturbación, y que pueden ayudar a mantener la funcionalidad de la red incluso si algunas conexiones se pierden y 2) Especialización (d'): Cuantifica la selectividad de la especie consumidora en relación a los recursos disponibles, se calcula a partir de la frecuencia de las interacciones observadas de la matriz, considerando tanto la frecuencia como la diversidad de las interacciones de una especie (Blüthgen et al., 2006). Los valores de d' van de 0 (sin especialización) a 1 (especialización perfecta); la métrica complementa al grado de especie, y ayuda a diferenciar las especies que son generalistas o las que son especialistas en cuanto al consumo de los recursos. Dicha información es útil para conocer cuáles especies pueden ser susceptibles ante la pérdida de los recursos que consumen. Las métricas a nivel de red que se evaluaron son: 1) Anidamiento ponderado (WNODF): Es el patrón de red en el que

las especies generalistas (especies con muchas interacciones) interactúan entre ellas, pero las especies extremadamente especialistas (especies con pocas interacciones) también interactúan con las especies generalistas (Bascompte et al., 2003); los valores pueden variar entre 100 (perfectamente anidados) a 0 (organizados al azar). Un mayor valor de anidamiento puede implicar mayor resiliencia de la comunidad ante perturbaciones. 2) Modularidad: Cuantifica las regiones de la red que presentan especies con enlaces densos, los cuales son denominados compartimentos o módulos. Las especies dentro de un módulo están vinculadas más estrechamente entre ellas que a las especies en otros módulos, dichos módulos pueden estar o no conectados entre ellos por medio de especies clave (Pimm, 1982; Dicks, et al., 2002; Guimarães et al. 2007). Los valores de modularidad varían entre 0 y 1. Un valor cercano a 1 indica una alta modularidad, mientras que un valor cercano a 0 indica baja modularidad.

Esta métrica puede complementar al anidamiento ya que contar con especies que interactúan dentro de módulos puede también ayudar a la resiliencia ante perturbaciones, ya que los módulos actúan como barreras que pueden contener los efectos negativos dentro de una parte de la red sin afectar a toda la estructura, adicionalmente la modularidad puede describir la especialización en las interacciones dentro de los grupos o módulos. 3) Especialización a nivel de red (H_2): Mide la segregación de nicho entre especies, basada en la diferencia entre el número real de interacciones entre especies y el número total de interacciones esperadas para una red. Dado que H_2 no se ve afectada ni por el esfuerzo de muestreo ni por el tamaño de la red, permite comparaciones sólidas y fiables entre redes (Blüthgen et al., 2006). Los valores de H_2 van de 0 (sin especialización) a 1 (especialización perfecta). La especialización sirve de complemento para las dos métricas a nivel de red antes mencionadas porque al poder cuantificar qué tan especializadas son las especies de una comunidad podemos saber cuáles tienden a ser más vulnerables a perturbaciones, ya que las interacciones son más específicas. Por otro lado, las redes o comunidades menos especializadas pueden ser más resilientes debido a la redundancia funcional y la posibilidad de que múltiples especies cumplan roles similares. Asimismo, la especialización a nivel de red puede ayudar a describir la coexistencia, ya que valores más altos de especialización pueden estar relacionados a la diferenciación de nichos debido al consumo de diferentes fuentes de alimento. Para obtener todas las métricas de las redes se utilizó el paquete “bipartite” (Dormann et al., 2009) dentro de R v. 4.4.1 (R Core Team, 2022).

Adicionalmente a las redes de interacción, se cuantificó el traslape de la dieta a lo largo del año en periodos de dos semanas para cada hábitat en cada sitio; el traslape de

dieta al igual que con las redes de interacciones se calculó en función de todos los recursos que las aves consumieron, tanto animales, como vegetales. El traslape de la dieta se cuantificó para cada par de especies, entre las especies residentes, entre las especies migratorias, y entre especies residentes y migratorias. Con los valores obtenidos del traslape se calculó el promedio de cada grupo, para posteriormente analizar si existen diferencias a lo largo del año tanto dentro de los grupos como entre ellos. Para cuantificar el traslape de la dieta se utilizó el índice de Pianka (Pianka, 1973) usando la siguiente ecuación:

$$O_{kl} = \frac{\sum_i^n P_{ij} P_{ik}}{\sqrt{\sum_i^n P_{ij}^2 \sum_i^n P_{ik}^2}}$$

Dónde O_{kl} es la superposición de recursos entre especies k y j dado que el índice es simétrico. $O_{kj} = O_{jk}$. P_{ib} representa la proporción de recursos i que utiliza la especie b . El uso del índice permite poner la superposición de dietas en una escala de 0 a 1, donde valores cercanos a 0 reflejan el uso exclusivo de recursos por cada especie en un par y valores cercanos a 1 reflejan que no hay diferencias en las dietas de las especies (Pianka, 1973). Para calcular el traslape de la dieta utilizamos el paquete spaa (Zhang & Ma, 2014) en R v. 4.4.1 (R Core Team, 2022).

Para cuantificar la disponibilidad de los recursos, se contabilizaron los frutos de cada individuo de las especies de plantas presentes. Los datos de abundancia de frutos se recopilaron a lo largo de los mismos transectos donde se realizaron observaciones de las aves, utilizando los transectos de 500 metros de largo por 50 de ancho. El área total muestreada, considerando todos los tipos de vegetación de un sitio, es de 3.75 hectáreas (37,500 m²) (se incluye los patrones promedio en la cantidad de frutos a lo largo del año en ambos hábitats en los Anexos Figura 1). Para cuantificar los frutos se utilizó el índice de abundancia de frutos (IAF) el cual asigna a cada individuo un valor en una escala entre 1 y 5 dependiendo de la cantidad de frutos que tenga (Saracco et al., 2004). La escala ordinal esta designada de la siguiente manera: 1 = 1- 10 frutos; 2 = 11-100 frutos; 3 = 101-1.000 frutos; 4 = 1.001-10.000 frutos; y 5 > 10,000 frutos (Anexos Figuras 1). Para la abundancia de frutos, se obtuvo el valor promedio de las categorías de IAF para cada hábitat de cada sitio para los periodos de dos semanas, es decir para cada mes se tuvieron dos valores: 1) el promedio de la semana uno y dos, y 2) el promedio de las semanas tres y cuatro. De esta manera los datos de cada periodo de dos semanas de los frutos correspondieron con las redes de interacción construidas cada dos semanas. Los datos de abundancia de frutos sirvieron para comparar si las diferentes métricas de la red obtenidas responden a las

fluctuaciones de los recursos en el tiempo. Cabe mencionar que por limitaciones logísticas y de tiempo no se pudo registrar la cantidad de otros recursos presentes en los hábitats como los invertebrados o el néctar. Debido a que los datos fueron recopilados y procesados por solo una persona; limitando el registro de recursos a solo los frutos.

3.2.1 Analisis de datos

Para evaluar los cambios en la estructura de las redes y en el traslape de la dieta en función de la abundancia de frutos, se realizaron modelos lineales de efectos mixtos. En todos los modelos se incluyeron las interacciones entre variables que pueden tener un efecto en las diferentes métricas. Adicionalmente, se probó realizar los modelos de forma simplificada, sin interacciones, para analizar si mejoraba el ajuste de estos. Sin embargo, los resultados del R^2 como el de los estimadores presentaron valores cercanos al incluir o no la interacción entre variables por lo que se decidió mantener los modelos que incluían las interacciones entre variables. Asimismo, se realizaron modelos separados para cada una de las métricas, tanto a nivel de especie como a nivel comunidad o red y para cada índice de traslape. En el caso de los modelos a nivel de especie (grado de especie y especialización (d')) se realizó un modelo para cada temporada del año porque la temporada de verano solo cuenta con especies residentes, por lo que en los modelos de verano solo se muestran los resultados para dichas especies. Para los modelos de las métricas a nivel de especie se incluyeron como variables independientes fijas fueron el hábitat y el estatus (residente o migratoria), el promedio del índice de frutos, así como las interacciones entre variables. Los factores aleatorios fueron el sitio, y la especie de ave (ver Anexos Tabla 3). Cabe mencionar que para evaluar los modelos del índice de grado de especie se utilizó una distribución de Poisson, debido a que la media y la varianza de los datos fueron similares; para los demás modelos se utilizó una distribución normal.

Por otra parte, para los índices a nivel de comunidad o red (anidamiento, modularidad y especialización (H_2)), se construyeron los modelos incluyendo como variable independiente el índice de abundancia de frutos promedio, el hábitat (manglar y selva baja caducifolia), la temporada del año según la estacionalidad de las aves (primavera, verano, otoño e invierno) así como la interacción entre variables. En los modelos a nivel de comunidad también se incluyó como factor aleatorio el sitio (ver Anexos Tabla 3). Finalmente, para el traslape de la dieta se realizaron modelos separados para cada grupo de pares de especies (residentes-residentes, migratorias-migratorias y residentes-migratorias), esto debido a que incluir todos los datos en un modelo causaba deficiencias en las predicciones debido a la repetición de datos en la variable categórica grupo de pares

de especies. Por lo tanto, para estos modelos se incluyeron como variables independientes: el hábitat, la temporada, el promedio del índice de frutos, y las interacciones entre variables. Asimismo, al igual que con los otros modelos se incluyó el sitio como variable aleatoria (Tabla 5). Todos los modelos se realizaron con el paquete lme4 (Bates et al., 2015) dentro de R (R Core Team, 2022).

3.3. Resultados

Entre agosto de 2021 y agosto de 2022 se registraron un total de 113 especies de aves, de las cuales 77 fueron residentes y 36 migratorias. Además, se documentaron 18,444 interacciones entre aves y 206 tipos de recursos, de los cuales 133 fueron de origen animal y 73 de origen vegetal. En cuanto a los hábitats, la selva presentó una mayor diversidad de aves y recursos en comparación con el manglar. En la selva se registraron 93 especies de aves (65 residentes y 28 migratorias), así como 152 tipos de recursos (96 animales y 56 vegetales). En el manglar se observaron 81 especies de aves (54 residentes y 27 migratorias) y 135 tipos de recursos (105 animales y 30 vegetales). Es relevante destacar que los resultados únicamente mostraron significancia estadística en los modelos para el grado de especie. En contraste, para la especialización (d), las métricas de red y los índices de traslape, ninguna de las variables analizadas resultó significativa (ver Anexos, Tablas 4 y 5). Por lo tanto, los hallazgos deben considerarse como tendencias.

En cuanto a la primera predicción, se observó que las especies residentes tienden a interactuar con un menor número de recursos en comparación con las especies migratorias, lo cual quedó reflejado en la métrica grado de especie (Figura 9). Los patrones de especialización (d) mostraron tendencias de una mayor especialización en las especies residentes durante las temporadas de primavera e invierno en ambos hábitats (Figura 10, A y C). No obstante, durante el otoño, el nivel de especialización fue similar entre especies residentes y migratorias en el manglar, mientras que en la selva baja caducifolia las especies migratorias presentaron una mayor especialización al de las especies residentes (Figura 10, C).

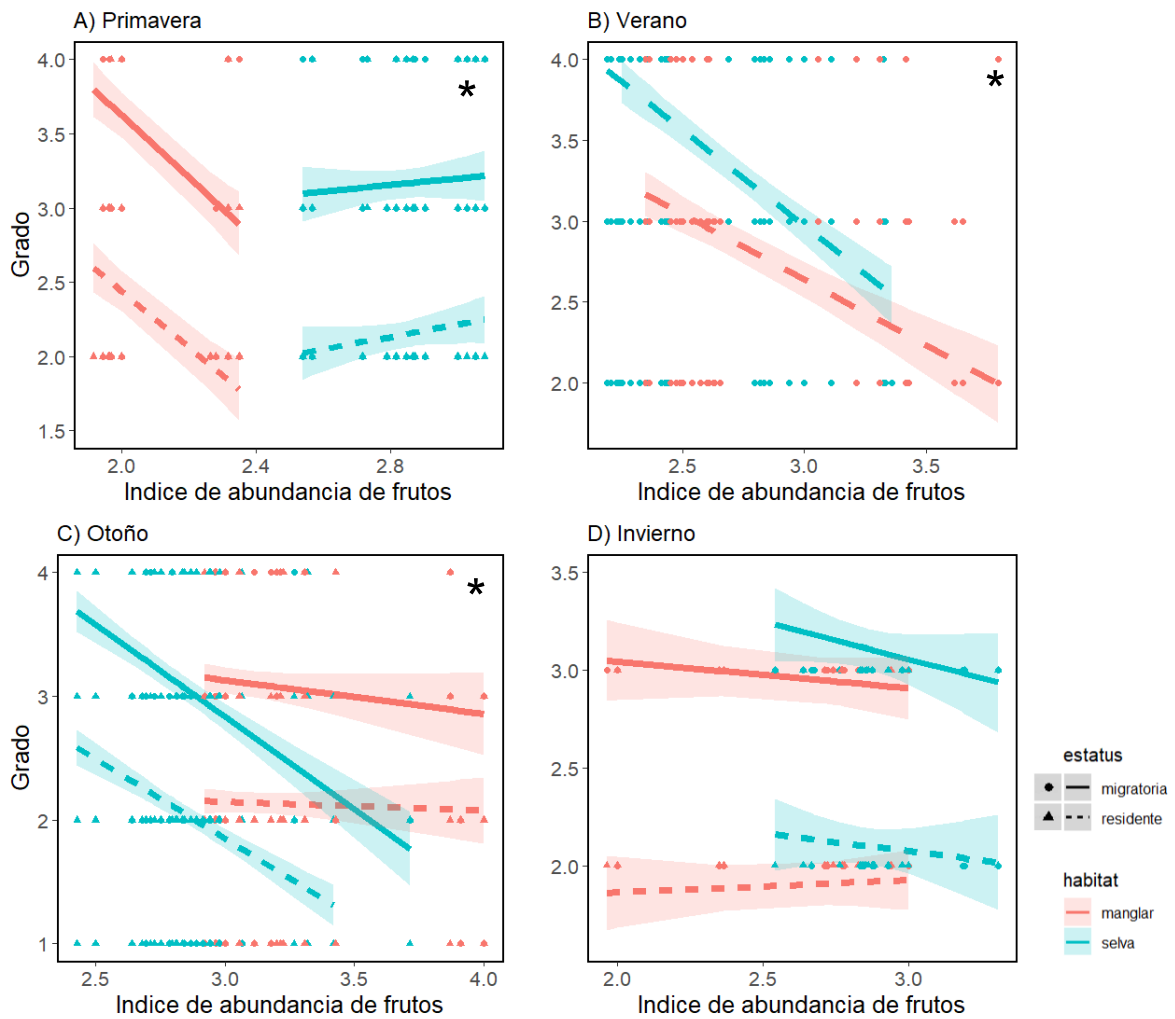


Figura 9. Resultados de los modelos para evaluar la relación entre grado y el índice de abundancia de frutos promedio para la primavera (A), verano (B), otoño (C) e invierno (D), con los intervalos de confianza de 95%. El * en cada cuadro muestra que modelo fue significativo.

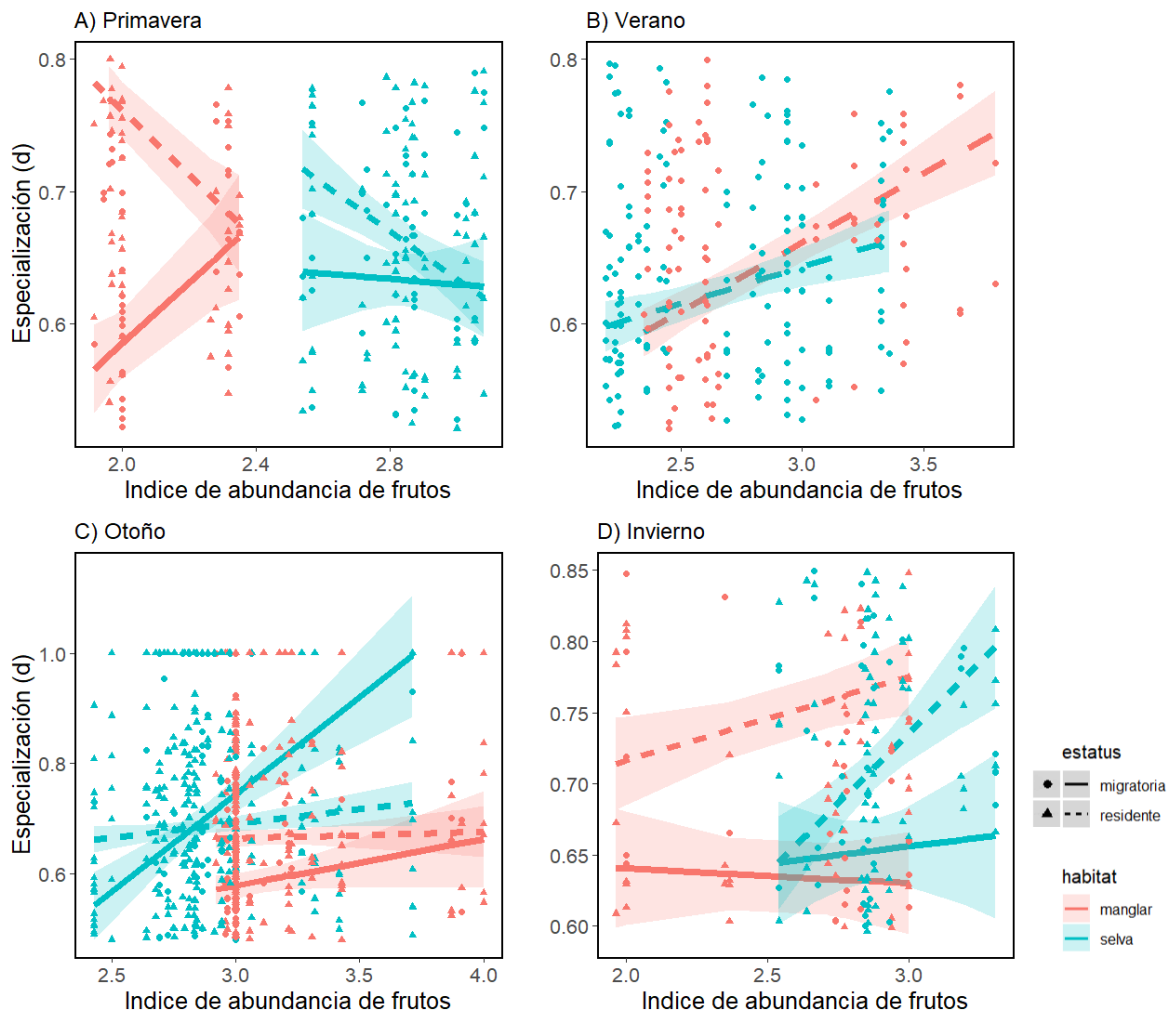


Figura 10. Resultados de los modelos para evaluar la relación entre la especialización (d) y el índice de abundancia de frutos promedio para la primavera (A), verano (B), otoño (C) e invierno (D), con los intervalos de confianza de 95%. El * en cada cuadro muestra que modelo fue significativo.

En relación con la segunda predicción, se esperaba que una mayor abundancia de frutos incrementara el generalismo tanto a nivel de especie como de comunidad, y aumentara el traslape de la dieta, tanto dentro como entre los grupos de especies. A nivel de especie, las tendencias del grado de especie mostraron evidencia hacia la predicción para ambos grupos de especies únicamente en la selva baja caducifolia y únicamente durante la primavera (Figura 9, A). Por su parte, las tendencias de la especialización (d) mostraron posible evidencia únicamente en las especies residentes de ambos hábitats durante la primavera (Figura 10, A). A nivel de comunidad, las tendencias indicaron un aumento en el generalismo solo durante la primavera en la selva baja caducifolia, donde se observó un aumento en el anidamiento (WNODF) (Figura 11, A y B) y una disminución en la modularidad (Figura 11, C y D) y la especialización ($H2$) (Figura 11, E y F). Asimismo, el traslape de la dieta mostró patrones de acuerdo a lo esperado en algunos casos. Por ejemplo, el traslape entre las especies residentes tuvo una relación positiva con la abundancia de frutos durante la primavera en ambos hábitats (Figura 12, A y B). Para las especies migratorias, el traslape de la dieta también mostró una relación positiva con la abundancia de frutos, específicamente en el manglar durante el otoño, y en la selva baja caducifolia durante el invierno y la primavera (Figura 12, C y D). Por su parte, el traslape entre residentes y migratorias solo presentó una relación positiva en la selva baja caducifolia durante la primavera (Figura 12, E y F).

En contraste, la mayoría de las tendencias mostraron patrones contrarios a lo esperado. A nivel de especie, en algunos casos el grado de especie mostró una relación negativa con la abundancia de frutos, como ocurrió para ambos grupos de especies durante la primavera en el manglar y el otoño en la selva baja caducifolia (Figura 9, A y C). En cuanto a la especialización (d), se observó una relación positiva entre esta métrica y la abundancia de frutos para las especies migratorias durante la primavera en el manglar y en ambos hábitats en el otoño y para las residentes en ambos hábitats durante el verano y del invierno (Figura 10). Por otro lado, en algunos casos los patrones del grado de especie no fueron claros debido a que los cambios asociados con la abundancia de frutos fueron mínimos. Esto ocurrió, por ejemplo, para ambos grupos de especies durante el otoño en el manglar y para ambos grupos y hábitats durante el invierno (Figura 9, C y D). Asimismo, la métrica de especialización (d) mostró patrones sin cambios aparentes, como en el caso de las especies migratorias en la selva baja caducifolia durante la primavera y en ambos hábitats durante el invierno y de las residentes en ambos hábitats en el otoño (Figura 10, A, C y D).

A nivel de comunidad, las tendencias observadas fueron mayormente contrarias a lo esperado. El anidamiento (WNODF) mostró una relación negativa (Figura 11, A y B), mientras que la modularidad y la especialización (*H2*) presentaron una relación positiva en la mayoría de las temporadas; mientras que las tendencias parecieron constantes en invierno (Figura 11, C, D, E y F). El traslape de la dieta también presentó relaciones negativas, en las especies residentes, esto ocurrió en invierno y verano en el manglar, y en invierno, verano y otoño en la selva baja caducifolia (Figura 12, A y B). En migratorias, las relaciones negativas se observaron en primavera para el manglar y en otoño para selva baja caducifolia (Figura 12, C y D). Entre residentes y migratorias, el manglar mostró una relación negativa en todas las temporadas, mientras que en la selva baja caducifolia en otoño e invierno (Figura 12, E y F). También se registraron tendencias sin cambios, en residentes en otoño para ambos hábitats (Figura 12, A y B) y en migratorias en invierno para el manglar (Figura 12, C y D).

Finalmente, se examinó si existen diferencias en los niveles de especialización y traslape de la dieta en función de la abundancia de frutos en los distintos hábitats. Para el grado de especie, solo en la selva durante la primavera se observó un leve incremento en el número de recursos con los que interactúan las aves de ambos grupos, pero una disminución en el en el manglar (Figura 9, A). En cuanto a la especialización (*d*), los patrones mostraron una relación positiva en la mayoría de las temporadas en ambos hábitats. Sin embargo, durante la primavera se identificó una relación negativa las residentes en la selva baja caducifolia pero positiva en el manglar (Figura 10, A).

En el caso del anidamiento (WNODF), la diferencia entre hábitats se observó durante la primavera y el invierno cuando las tendencias fueron opuestas (Figura 11, A y B). Para las tendencias de la modularidad, en la selva baja caducifolia se observó un patrón negativo durante el invierno y la primavera, pero positivo o poco evidente en el manglar (Figura 11, C y D). Por su parte, la especialización (*H2*) hubo casos donde las tendencias fueron contrastantes entre los hábitats. Por ejemplo, durante la primavera en la selva baja caducifolia, el patrón fue negativo, mientras que en el manglar el incremento fue nulo o muy débil. En invierno, la relación en el manglar también fue débil, pero en la selva baja caducifolia se observó una relación positiva (Figura 11, E y F). Para las especies residentes, la única diferencia entre hábitats en el traslape de dieta se observó durante la primavera, cuando en el manglar las tendencias indicaron una relación negativa, mientras que en la selva baja caducifolia la relación fue positiva (Figura 12, A y B). Para las especies migratorias, en primavera, se registró un patrón negativo en el manglar, mientras que en la

selva baja caducifolia fue positivo. En otoño, las tendencias en el manglar mostraron una relación positiva, en contraste con la selva baja caducifolia, donde fue negativa. Durante el invierno, en el manglar, las tendencias mostraron una relación débil mientras que en la selva baja caducifolia la relación fue positiva (Figura 12, C y D). En cuanto al traslape entre especies residentes y migratorias, las diferencias en las tendencias entre hábitats se hicieron evidentes en primavera, con un patrón negativo en el manglar y uno positivo en la selva baja caducifolia (Figura 12, E y F).

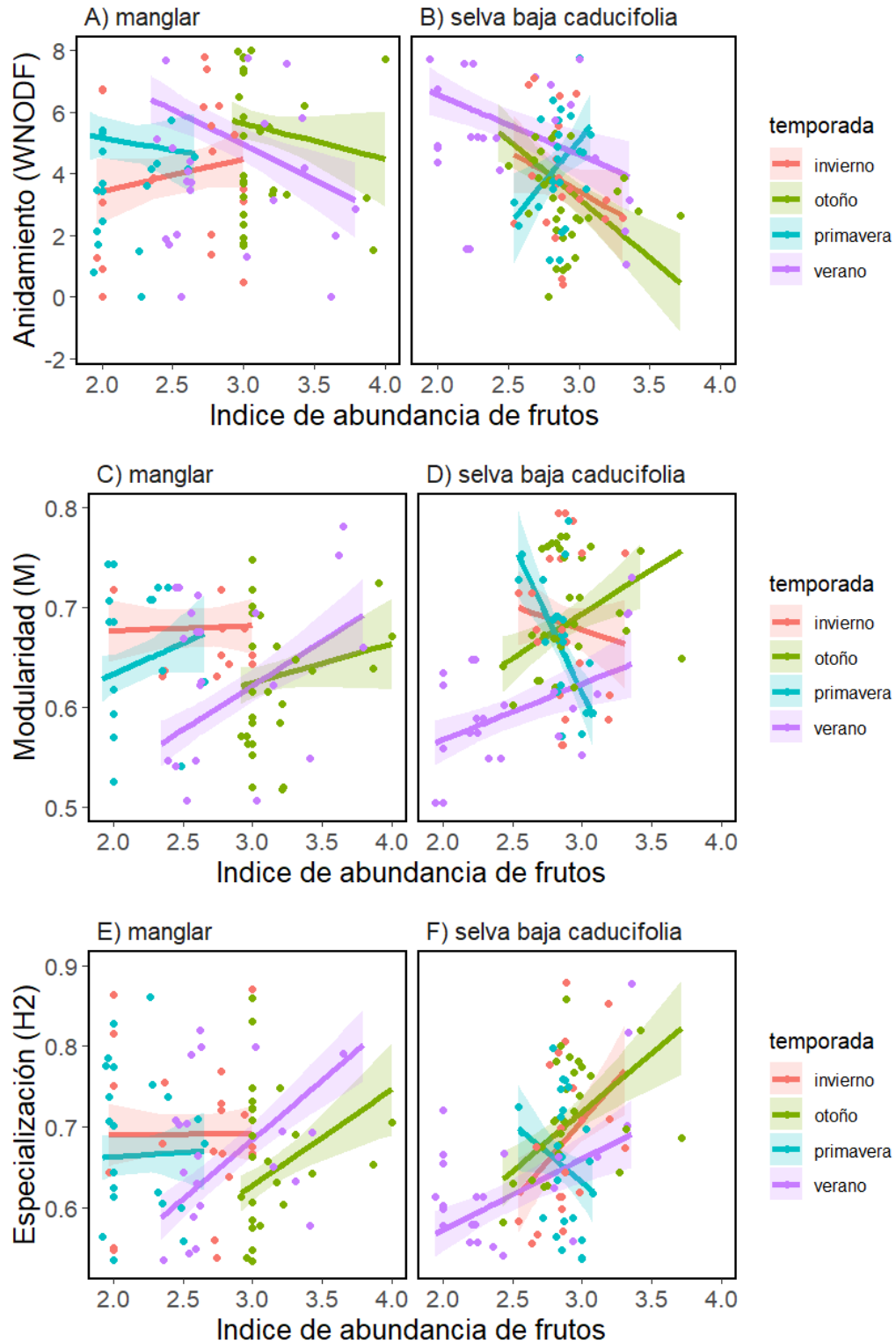


Figura 11. Resultados de los modelos para evaluar la relación entre las métricas a nivel de red y el índice de abundancia de frutos promedio para el anidamiento en el manglar (A), y para la selva baja caducifolia (B), para la modularidad en el manglar en el manglar (B), y para la selva baja caducifolia (C) y para la especialización ($H2$) en el manglar (E), y para la selva baja caducifolia (F) con los intervalos de confianza de 95%. El * en cada cuadro muestra que modelo fue significativo.

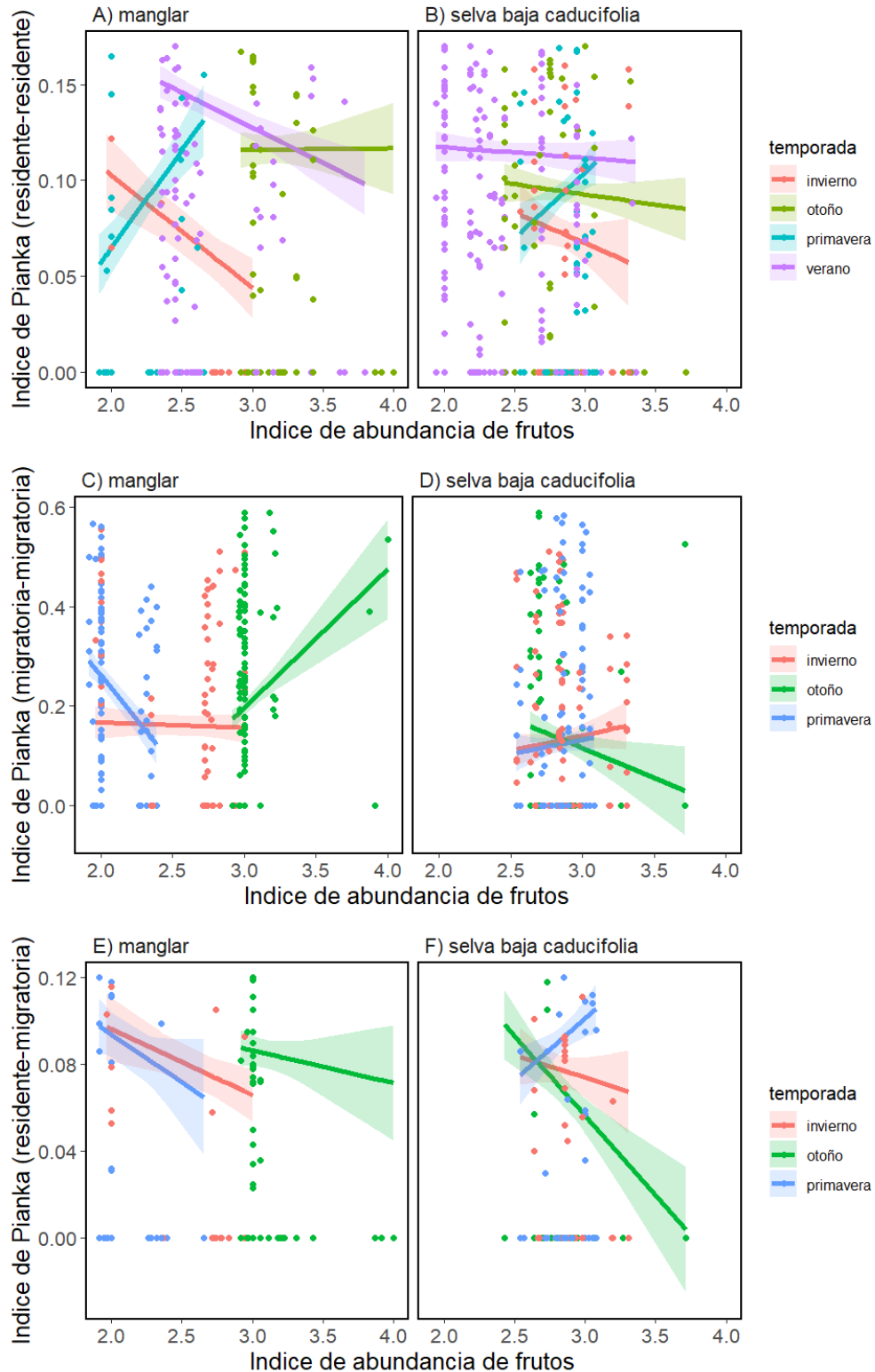


Figura 12. Resultados de los modelos para evaluar la relación entre el traslape en la dieta entre y el índice de abundancia de frutos promedio para las especies residentes en el manglar (A), y para la selva baja caducifolia (B), para las especies migratorias en el manglar (C), y para la selva baja caducifolia (D), y para las especies residentes y migratorias en el manglar (E), y para la selva baja caducifolia (F), con los intervalos de confianza de 95%. El * en cada cuadro muestra que modelo fue significativo.

3.4. DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio presentaron tendencias mixtas en relación con las predicciones. Aunque la mayoría de los modelos estadísticos no presentaron evidencias concretas, se identificaron diversos patrones en las estimaciones. Para la primera predicción, se esperaba que las especies residentes mostraran un mayor grado de especialización en comparación con las especies migratorias. Los análisis sugieren que las especies residentes interactúan con un menor número de recursos, lo que se refleja en el grado de especie. En cuanto a la especialización (d), los modelos no presentaron pruebas sólidas; se observaron tendencias que, en su mayoría, parecían concordar con la predicción patrones en los cuales los valores de especialización de las especies residentes fueron aparentemente mayores que el de las especies migratorias. Por ejemplo, en la primavera e invierno, y en otros casos las relaciones no fueron claras. Sin embargo, en estudios previos se han encontrado diferencias en el nivel de especialización entre grupos de especies (Sherry, 1990; 2020) las cuales pueden atribuirse a procesos diversos, como la evolución de características morfológicas, conductuales y fisiológicas (Sherry, 1990; 2020). Asimismo en literatura previa se ha mencionado que las especies residentes tienden a presentar características especialistas lo cual les permite explotar los recursos con mayor eficiencia (Sherry, 1990; 2020); en comparación con las especies migratorias las cuales tienen a presentar características generalistas lo cual les permite adaptar su dieta los recursos que van encontrándose a lo largo de su ruta migratoria (Diamond, 1970; Colwell & Futuyma, 1971; Jenssen, 1973; Sale, 1974; Newton, 2010). No obstante, en nuestro estudio, la falta de evidencia hacia las predicciones podría deberse a la variación en los valores de especialización dentro de los grupos de especies. debido a que algunas especies residentes presentaron un mayor generalismo, así como algunas especies migratorias que tuvieron dietas más especializadas; lo que pudo tener un efecto en la falta de evidencias claras hacia las predicciones tanto a nivel de especie como de comunidad y traslape.

Para la segunda predicción, se esperaba un mayor generalismo tanto a nivel de especie como de comunidad, así como un mayor traslape en la dieta a medida que aumentaba la abundancia de recursos. Sin embargo, los modelos a nivel de especie, de comunidad y de traslape de dieta no mostraron evidencia hacia la predicción. No obstante, los patrones reflejados en los estimadores mostraron, en la mayoría de los casos, una relación positiva entre la especialización y la abundancia de frutos. A nivel de especie, los patrones de especialización (d) tendieron a evidenciar una relación positiva entre esta y la

abundancia de frutos durante la primavera en las especies migratorias, en verano, en otoño para las migratorias y en invierno para las residentes. Aunque los modelos no presentaron evidencia hacia las predicciones, los patrones observados en las estimaciones podrían sugerir que, durante dichas estaciones, podría existir una cierta selectividad en el uso de los recursos. En la literatura se señala que las aves migratorias tienden a concentrarse en recursos que les permiten maximizar la recuperación de energía durante el otoño y facilitar la acumulación de grasa para el vuelo migratorio en primavera (Bairlein, 1990; Blake & Loiselle, 1992; Newton, 2010; Marshall et al., 2016). Esto podría influir en la selectividad de los recursos, incrementando la especialización en ciertos tipos de ellos. Durante el verano, las especies residentes mostraron una relación positiva de las estimaciones entre la especialización y la abundancia de frutos, lo que podría vincularse con la necesidad de reducir la competencia por recursos clave para el éxito reproductivo, especialmente aquellos críticos para la alimentación de las crías (Dawson & Evans, 1957; Snow, 1970; Morton, 1973; Blake & Loiselle, 1992; Bairlein, 1996; Nazaro & Blendinger, 2017). Por otra parte, durante la temporada de invierno trabajos anteriores han mostrado que puede existir competencia por los recursos entre las especies residentes y migratorias (Parrish et al., 1994; Catry et al., 2006; Mettke-Hofmann et al., 2015; Powell et al., 2021); la especialización en el consumo de recursos podría reducir la competencia. Posiblemente el aumento en la especialización ocurra en la temporada de invierno para las especies residentes debido a que las estimaciones mostraron una relación positiva para dichas especies. Es importante mencionar que, las tendencias en las estimaciones deben interpretarse como posible reflejo de los procesos ecológicos antes mencionados debido a que la mayoría de modelos no presentaron evidencia hacia lo esperado.

Por otro lado, a nivel de comunidad como se mencionó anteriormente los modelos tampoco presentaron evidencia hacia la segunda predicción. Sin embargo, las estimaciones mostraron en la mayoría de los casos, una relación negativa de la abundancia de frutos con el anidamiento, pero positiva con la modularidad y la especialización (*H2*). Los patrones observados en las estimaciones de este trabajo contrastan con los de estudios previos, como el de Ramos-Robles et al. (2015), donde se encontró una relación positiva entre la abundancia de frutos y el anidamiento. El contraste entre los hallazgos de ambos trabajos podría explicarse por las diferencias en las escalas temporales empleadas; además, la resolución temporal podría haber influido en que la mayoría de nuestros modelos carecieran de significancia estadística. En este estudio, los datos fueron analizados con una resolución temporal más fina (periodos de dos semanas), mientras que Ramos-Robles y

colaboradores (2015) construyeron redes basadas en intervalos de dos meses y medio, teniendo solo 10 redes a lo largo de un año. Esto sugiere que la escala temporal influye significativamente en la dinámica de las comunidades y en la estructura de las redes, reflejando la rotación fenológica de las especies y sus interacciones (Schwarz et al., 2020). Estudios previos han demostrado que las estructuras de las redes varían con la escala temporal: las redes agregadas en periodos más amplios tienden a mostrar menor especialización y mayor anidamiento (Rasmussen et al., 2013; Falcão et al., 2016; Sajjad et al., 2017; Souza et al., 2018). Además, incluso dentro de un mismo hábitat, las especies pueden modificar sus interacciones a lo largo del tiempo, reconfigurando los vínculos dentro de la red (Poisot et al., 2012). Factores como el cambio climático (Park & Mazer, 2019), la modificación del hábitat (Burkle et al., 2013; Ponisio et al., 2017) y la llegada de especies nuevas, como las migratorias, también pueden modificar estas interacciones (Herron-Sweet et al., 2016; Arroyo-Correa et al., 2020). Aunque en nuestro estudio no se evaluó directamente la reconfiguración de las redes, un análisis visual de las mismas permitió observar cambios en la composición de las especies consumidoras y de los recursos a lo largo del año. Estos cambios podrían influir en los niveles de especialización observados en este trabajo. Por otro lado, Ramos-Robles y colaboradores (2015) identificaron que especies migratorias como el víreo ojos blancos (*Vireo griseus*) y el maullador gris (*Dumetella carolinensis*), junto con especies residentes como el carpintero cheje (*Melanerpes aurifrons*) y el luis bienteveo (*Pitangus sulphuratus*), también presentes en nuestro estudio, se caracterizaron en ambos trabajos por su marcado generalismo, en ambas escalas temporales. Estas especies, debido a su alto grado de generalismo, tienden a ocupar posiciones centrales en las redes de interacción, convirtiéndose en especies núcleo dentro de las redes (Traveset & Richardson, 2006; Aizen et al., 2008; Díaz-Castelazo et al., 2010; Ramos-Robles et al., 2015). La importancia de las especies núcleo radica en su capacidad para contribuir a la estabilidad de las redes, haciéndolas más resilientes ante perturbaciones y favoreciendo su robustez y cohesión (Bascompte et al., 2003; Díaz-Castelazo et al., 2010; García et al., 2011; Chama et al., 2013; Nielsen & Totland, 2014; Vidal et al., 2014).

En cuanto al traslape de la dieta, tanto dentro como entre grupos de especies, los modelos no presentaron evidencia. Sin embargo, la abundancia de frutos mostró una relación negativa en la mayoría de las estimaciones, lo cual resultó contrario a lo esperado. La disminución en el traslape de la dieta podría estar relacionada con la selectividad en el uso de recursos, influenciada por factores como la incompatibilidad morfológica entre los

consumidores y los frutos. Por ejemplo, la forma del pico y las características físicas de los frutos, como tamaño y dureza, pueden limitar las interacciones (Wheelwright, 1985; DeLeón et al., 2014). Esta incompatibilidad morfológica reduce el número de recursos disponibles para las aves, incrementando su especialización y disminuyendo el traslape de la dieta entre los grupos. Otra posible causa de esta selectividad podría estar relacionada con las deficiencias nutricionales de la mayoría de los frutos, lo que obliga a las aves a complementar su dieta con otros recursos alimenticios (Whelan et al., 1998; Quintero et al., 2020; Moran et al., 2018; Blendinger et al., 2022; Carlo et al., 2024). Además, los frutos con mayor calidad nutricional suelen ser escasos y menos abundantes (Moran et al., 2018; Blendinger et al., 2022), lo que podría fomentar la especialización en el consumo de recursos específicos, contribuyendo a un menor traslape de la dietética. Cabe destacar que, aunque se observaron diferentes patrones de traslape de dieta tanto dentro como entre grupos de especies, los valores fueron relativamente bajos, oscilando entre un 3% y un 30%. En general, valores superiores al 60% suelen considerarse indicativos de un alto traslape, con potenciales repercusiones negativas para las especies (Wallace, 1981; Gordon et al., 2019). Se ha documentado que los valores de traslape pueden variar entre el 10% y el 80% a lo largo del año (Ramos-Robles et al., 2016). Por lo tanto, los resultados de este estudio sugieren una mayor diferenciación en las dietas de las especies observadas, probablemente reflejo de niveles más altos de especialización. Este fenómeno podría desempeñar un papel importante en la dinámica de las interacciones ecológicas, promoviendo una coexistencia más estable entre las especies.

Por último, se analizó si existían diferencias en el nivel de especialización y traslape de la dieta en función de la abundancia de frutos en los diferentes hábitats. Las tendencias mostraron, en la mayoría de los casos, relaciones positivas con la especialización en ambos hábitats, tanto a nivel de especie como de comunidad. Esto se reflejó en una relación negativa con el anidamiento y positiva con la modularidad, así como con ambas métricas de especialización (d y $H2$). Sin embargo, en casos específicos, los patrones difirieron entre hábitats. Por ejemplo, durante la primavera, las métricas a nivel de especie y comunidad, así como el traslape entre especies migratorias y entre residentes y migratorias, mostraron tendencias opuestas entre hábitats. En el manglar, las tendencias apuntaron hacia aumentar o mantener el nivel de especialización y una disminución en el traslape de la dieta. Por el contrario, en la selva baja caducifolia, se observaron tendencias hacia una menor especialización y un mayor traslape de la dieta. Este contraste podría estar asociado a la composición de recursos vegetales de cada hábitat, siendo el manglar el que cuenta

con menor diversidad de plantas en comparación con la selva baja caducifolia (Pool et al., 1975; Twilley et al., 1986; Lugo et al., 1988; Twilley, 1998). La baja diversidad de recursos vegetales en el manglar podría favorecer un mayor especialismo para evitar la competencia por los recursos disponibles. Por otro lado, aunque se ha sugerido que una mayor diversidad de plantas con frutos podría disminuir la competencia entre especies (Blüthgen et al., 2007; Chama et al., 2013) y reducir el traslape de la dieta (Vázquez, 2007, 2009), los patrones observados en la selva baja caducifolia durante la primavera indicaron tendencias opuestas, con un incremento en el generalismo y el traslape de la dieta. Estas tendencias podrían explicarse por interacciones con especies como el palo mulato (*Bursera simaruba*), conocido por mantener numerosas interacciones con las aves debido a su alta producción de frutos (Greenberg et al., 1993; Greenberg et al., 1995; Ramos-Robles et al., 2015). Además, aunque se registró el consumo de plantas nativas, también se observó que muchas aves incluyen en su dieta especies introducidas en la Península de Yucatán, como varias de la familia Poaceae (pastos). La preferencia por estos frutos podría estar influenciada por la eficiencia en la búsqueda de alimento, al ser recursos abundantes y de fácil acceso (Gleditsch & Carlo, 2011; Mokotjomela et al., 2013a), así como por características compartidas con frutos nativos, como tamaño, concentración de azúcares y recompensas energéticas (Arroyo-Correa et al., 2020; Kueffer et al., 2009; Mokotjomela et al., 2013b; Rojas et al., 2019). Esto podría explicar el aumento del traslape en la dieta entre las aves, al consumir recursos similares.

Finalmente, los resultados de nuestro estudio proporcionan un panorama general de las interacciones entre las aves de la costa norte de la península de Yucatán y los recursos que consumen. A nivel de especie, se observó que las especies residentes presentan una mayor especialización en comparación con las migratorias, lo cual respalda la teoría sobre la especialización diferencial en estos grupos (Sherry, 1990, 2020). Estudios previos han mostrado que la llegada de nuevas especies a la comunidad, así como la abundancia de frutos, pueden influir en las interacciones entre aves y plantas, y en la estructura de las redes ecológicas (Karr, 1976; Rey, 1995). Estos cambios afectan parámetros estructurales como el anidamiento, la modularidad y el grado de especialización (Jordano, 1993, 1994; García et al., 2011; Krishna et al., 2008; Vázquez et al., 2009; Ramos-Robles et al., 2016). No obstante, la abundancia de frutos mostró, en la mayor parte del año, una relación positiva con la especialización (d y $H2$) a nivel de especie y de comunidad en ambos hábitats. Esto podría deberse a que, aunque haya una gran cantidad de frutos disponibles, las aves pueden tener una preferencia por frutos raros con mayor valor nutricional, lo que

puede causar que la frecuencia de consumo no coincida con la disponibilidad general de recursos (Moran et al., 2018; Blendinger et al., 2022; Carlo et al., 2024). Nuestros resultados también contrastan con otros estudios en los que se ha encontrado que las redes ecológicas tienden a presentar valores bajos de especialización (Jordano, 1987; Blüthgen et al., 2007; Schleuning et al., 2011; Chama et al., 2013). En cambio, en nuestro estudio, los valores de especialización, tanto a nivel de comunidad como de especie, fueron de medios a altos (0.5 a 0.8). Esto sugiere que otras variables no cuantificadas, como la abundancia de artrópodos que consumen las aves, así como características de los frutos (tamaño, dureza, peso, color) y de las aves (tamaño, estrategia de alimentación, forma del pico, entre otras) podrían estar relacionadas con la variación en los niveles de especialización observados (Wheelwright, 1985; De León et al., 2014; Rosamond et al., 2020). Sin embargo, en este estudio no fue posible cuantificar la abundancia de invertebrados debido a la limitación de personal para coleccionar, identificar y cuantificarlos, lo que dejó un vacío en la comprensión completa de las interacciones ave-recurso en la región. Por ello, se recomienda que en futuros trabajos se incorporen estos datos para tener una visión más completa de cómo se estructuran estas interacciones en la península. Adicionalmente, nuestros resultados aportan un panorama general de la estructura de las interacciones en las regiones de invernada y complementan la escasa información existente sobre las aves y los recursos que consumen en la península de Yucatán (Greenberg et al., 1993; Greenberg et al., 1995; Smith & Robertson, 2008; Martínez-García et al., 2020). Este estudio, por lo tanto, puede servir como base para futuras investigaciones sobre la dieta de las aves en la península de Yucatán, así como en otras regiones y habitats donde converjan especies residentes y migratorias.

CAPÍTULO IV

DISCUSIÓN, CONCLUSIONES GENERALES Y PERSPECTIVAS

4.1. DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio proporcionaron una visión general de la dieta de las especies de aves terrestres en la costa norte de Yucatán. Además, se logró caracterizar cómo fluctúan las interacciones entre las aves y los recursos alimenticios que consumen, considerando los cambios en la disponibilidad de estos últimos en hábitats con marcada estacionalidad. Esto aporta nueva información sobre estos hábitats, dado que para la península de Yucatán existe relativamente poca o nula información acerca de las interacciones entre las aves y sus alimentos. El análisis de la dieta de las aves permitió observar si los niveles de generalismo o especialismo, así como el traslape de dieta entre especies, fluctúan en función de la abundancia de recursos. Lo cual puede ayudarnos a entender cómo la optimización en el uso de los recursos disponibles, facilita la persistencia de las aves en los hábitats, a pesar de los cambios en la disponibilidad de recursos. En el segundo capítulo, los resultados mostraron que las aves migratorias presentan un alto grado de traslape en su dieta durante el invierno; sin embargo, las diferencias en sus dietas son lo suficientemente significativas como para permitirles coexistir en los mismos hábitats. Este hallazgo coincide con estudios previos sobre especies migratorias de la familia Parulidae (Sherry et al., 2016; Kent, 2020, 2022), apoyando la hipótesis de competencia difusa (Sherry, 2020, 2022). No obstante, en este estudio se incluyeron especies migratorias de otras familias, como Icteridae y Picidae, ampliando el conocimiento sobre la dieta de especies que previamente no habían sido consideradas.

Por otro lado, en el tercer capítulo, las tendencias en el nivel de especialismo, tanto a nivel de especies como de comunidad, mostraron en la mayoría de los casos una relación positiva con la abundancia de frutos. Una mayor especialización podría permitir a las especies aprovechar de manera más eficiente los recursos y fomentar la repartición de los mismos, lo que facilita la coexistencia en el mismo hábitat (Diamond, 1970; Colwell & Futuyma, 1971; Jenssen, 1973; Sale, 1974; Pianka, 1981; Kent & Sherry, 2020; Dehnhard et al., 2020). Esto se refleja en el bajo nivel de traslape de la dieta entre las especies, que varió entre un 3% y un 30%. Estos resultados podrían explicarse mediante mecanismos de coexistencia de igualación (Chesson, 2000, 2018), siendo uno de ellos la distribución espacial y temporal de los recursos, que genera ventajas para diferentes especies en distintos contextos, equilibrando así las diferencias en la habilidad competitiva (Chesson, 2000, 2018).

En la mayoría de las temporadas las tendencias mostraron que la abundancia de frutos se relacionó positivamente con la especialización, mostrando una disminución en el anidamiento y un aumento en la modularidad y la especialización. En estos casos, las comunidades podrían ser más vulnerables a las perturbaciones y a la pérdida de especies (Thébault & Fontaine, 2010; Dalsgaard et al., 2013). Por el contrario, en los pocos casos donde se observaron tendencias opuestas —es decir, cuando el anidamiento aumenta y tanto la modularidad como el especialismo disminuyen con la abundancia de frutos— las comunidades podrían tener una mayor capacidad de recuperación ante perturbaciones o pérdida de especies (Dupont et al., 2003; Heleno et al., 2012). Estos resultados no solo tienen implicaciones ecológicas, sino que también revisten gran importancia para la conservación de las especies en los hábitats de la costa norte de Yucatán, al permitir identificar las temporadas en las que las aves son más vulnerables (otoño y verano) o aquellas en las que podrían recuperarse frente a una perturbación al ser menos vulnerables (primavera e invierno).

El estudio de la dieta y las interacciones de las aves con los recursos que consumen es esencial para su conservación, ya que ofrece información crucial sobre sus necesidades alimenticias y el papel que desempeñan en el ecosistema (Willson & Traveset, 2000; Van Bael et al., 2003; Kricher et al., 2006; MacKinnon, 2005, 2009). Conocer su alimentación permite identificar los hábitats y recursos esenciales para su supervivencia, lo que facilita el desarrollo de estrategias de conservación más efectivas. Asimismo, este conocimiento revela cómo los cambios ambientales, como la pérdida de hábitat o el cambio climático, impactan a las poblaciones de aves (Andren, 1994; Dolman & Sutherland, 1995; Pearce-Higgins & Green, 2014). Entre los efectos del cambio climático destacan la reducción de recursos como los insectos, asociada a cambios en las precipitaciones (Chown et al., 2011; Pearce-Higgins & Green, 2014), y el desajuste fenológico entre la producción de frutos y las temporadas migratorias de las aves debido al incremento de la temperatura (Pearce-Higgins & Green, 2014; Inouye, 2022). La disminución de recursos puede tener repercusiones significativas, especialmente para las aves migratorias. Los hábitats de la costa norte de Yucatán son cruciales, ya que representan los primeros lugares donde estas aves se alimentan al llegar en otoño, y los últimos sitios donde pueden obtener alimentos antes de regresar a sus áreas de reproducción en primavera (Deppe & Rotenberry, 2008; Echeverría-Caro et al., 2022). Por lo tanto, la pérdida de estos recursos afecta directamente a las especies migratorias en diferentes etapas de su ciclo anual (Sherry & Holmes, 1996; Marra et al., 1998; Strong & Sherry, 2000; Cohen et al., 2017). Por ejemplo, la falta de frutos

en primavera puede ralentizar la acumulación de energía en las aves migratorias, lo que retrasaría su viaje al norte y, por consiguiente, su llegada a las áreas de reproducción, reduciendo su éxito reproductivo (Sherry & Holmes, 1996; Marra et al., 1998; Strong & Sherry, 2000; Cohen et al., 2017). Además, la pérdida de recursos en estos hábitats podría llevar a que las aves migratorias dejen de ocuparlos, ya que se ha observado que la abundancia de estas aves varía en función de los recursos alimenticios disponibles en cada hábitat (Holmes & Schultz, 1988; Lefebvre et al., 1994; Lefebvre & Poulin, 1996), lo que podría tener repercusiones en años posteriores, por ejemplo, aumentando la mortalidad durante los viajes migratorios o reduciendo el éxito reproductivo.

Por otro lado, las especies residentes no solo enfrentan la reducción de recursos alimenticios, sino también la pérdida y fragmentación de su hábitat. Los ecosistemas de la costa norte de Yucatán han sufrido una intensa destrucción y fragmentación en los últimos tiempos, principalmente debido al crecimiento urbano y turístico descontrolado, así como a la instalación de infraestructuras de energía eólica (Bayly et al., 2018). La pérdida y fragmentación de estos hábitats afecta tanto a las especies residentes como a las migratorias que los utilizan. Sin embargo, entre las especies residentes que habitan la costa norte de Yucatán se encuentran varias endémicas, como la matraca yucateca (*Campylorhynchus yucatanicus*), el colibrí tijereta mexicano (*Doricha eliza*), el maullador negro (*Melanoptila glabrirostris*), la chara yucateca (*Cyanocorax yucatanicus*), el pavo ocelado (*Meleagris ocellata*), el loro yucateco (*Amazona xantholora*), la perilita yucateca (*Polioptila albiventris*) y la calandria dorso naranja (*Icterus auratus*), de las cuales la mitad están en alguna categoría de riesgo según la NOM-059 (NOM-059-SEMARNAT-2010, 2010). Estas especies, al tener una distribución cercana a la costa, son particularmente vulnerables a perder tanto las áreas donde encuentran alimento como aquellas donde se reproducen, lo cual puede reflejarse en la disminución de sus poblaciones. Finalmente, los resultados de este estudio proporcionan una visión general de los recursos que consumen las especies en la costa norte de Yucatán, así como de cómo varían sus interacciones a lo largo del año en hábitats como el manglar y la selva baja caducifolia. Al comprender mejor los hábitos alimenticios y las interacciones de las aves, es posible implementar medidas para conservar y restaurar los hábitats que las sustentan. Por ejemplo, promoviendo la preservación de plantas nativas que no solo sirven de alimento directo para las aves residentes y migratorias, sino que también atraen otros organismos, como invertebrados, que benefician a las aves como fuente de alimento. De esta manera, se puede asegurar la preservación a largo plazo de las diversas especies de aves, lo que a su vez garantiza la

conservación de las funciones ecológicas que realizan a través de sus interacciones bióticas como la dispersión de semillas o la polinización, (Willson & Traveset, 2000; Van Bael et al., 2003; Kricher et al., 2006; MacKinnon, 2005; MacKinnon et al., 2009).

4.2. CONCLUSIONES GENERALES

- Para la mayoría de las especies registradas su dieta a base de invertebrados fue complementada de manera significativa por recursos vegetales como frutos y semillas durante las diferentes temporadas del año. Lo cual resalta la importancia de los recursos alimenticios vegetales dentro del ciclo anual de ambos grupos de aves.
- Contrario a lo esperado, el nivel de especialización mostró tendencias generalmente positivas con la abundancia de frutos, tanto a nivel de especie como de comunidad, durante gran parte del año. Esto influyó en la reducción del traslape de la dieta, lo que sugiere una posible diferenciación de las dietas en escalas temporales cortas (periodos de dos semanas), favoreciendo la coexistencia de las especies a lo largo del año.
- Se observó que las especies residentes cuentan apartentemente con un mayor grado de especialización en comparación con las migratorias, lo que podría implicar una mayor vulnerabilidad de las primeras ante perturbaciones que conlleven la pérdida de los recursos alimenticios que consumen.
- Al analizar la dieta de forma agrupada para una temporada completa de dos meses (capítulo 2), las diferencias en la dieta resultaron ser sutiles; sin embargo, al organizar los datos en periodos de dos semanas (capítulo 3), las diferencias fueron menos evidentes. Esto sugiere que la detección en las diferencias en la dieta puede verse influenciada por la resolución temporal en la que se analizan los datos. Además, a una escala temporal menor (periodos de 2 semanas) se pudo observar una mayor rotación de los recursos que consumen las aves.
- Durante la mayor parte de las temporadas, ambos hábitats mostraron valores similares de especialización, aunque la selva baja caducifolia presentó un mayor número de especies vegetales en comparación con el manglar. Esto podría atribuirse a una selectividad en los recursos alimenticios, ya que no todas las plantas con frutos tienen la misma importancia en la dieta, lo que genera un mayor número de interacciones con un grupo reducido de especies vegetales en ambos hábitats.

4.3. PERSPECTIVAS

Los resultados de este trabajo aportaron información importante acerca de la dieta de las especies tanto residentes como migratorias en los diferentes hábitats de la costa norte de Yucatán, al ser el primer trabajo realizado en este tema nos brinda una primera perspectiva sobre las interacciones de las aves y sus recursos. Por lo que aquí se presentan una serie de perspectivas que pueden utilizarse para complementar esta investigación:

- Sería de gran importancia investigar la dieta de las especies en otros hábitats presentes en la península de Yucatán que también son importantes para las aves residentes y migratorias pero que cuentan con condiciones diferentes; como la selva mediana o la duna costera.
- También sería relevante cuantificar la disponibilidad de otros recursos que, en este trabajo, debido a limitaciones logísticas, no se pudo realizar, como los diferentes tipos de invertebrados.
- Utilizar otros métodos para la caracterizar la dieta de mejor manera, por ejemplo, con muestras fecales y estomacales aportaría información muy precisa y valiosa; debido a que las observaciones directas están limitadas por el número de personas que participen en la recopilación de datos.
- También se recomienda medir otras variables que pueden afectar en la disponibilidad de los recursos como la precipitación, la cobertura vegetal o la fragmentación del hábitat; debido a que muchas zonas de la península de Yucatán se están viendo afectadas por el aumento en las sequías, y con los desarrollos inmobiliarios, lo que puede tener un efecto importante en los recursos disponibles en cada hábitat.
- Finalmente, se podría incorporar en el análisis de datos la frecuencia de consumo como un indicador de la abundancia de invertebrados, logrando así contar con un indicador de la abundancia de ambos tipos de recursos.

BIBLIOGRAFÍA

- Aizen, M.A., Morales, C. L., & Morales, J. M. (2008). Invasive mutualists erode native pollination webs. *PLoS biology*. 6: e31.
- Albrecht, M. & Gotelli, N.J. (2001). Spatial and temporal niche partitioning in grassland ants. *Oecologia*. 126: 134-141.
- Alerstam, T. (2001) Detours in bird migration. *J theor Biol*. 209: 319-331.
- Alerstam, T. (2011). Optimal bird migration revisited. *Journal of Ornithology*. 152: S5–S23.
- Alerstam, T., Hedenstrom, A., & Akesson, S. (2003). Long-distance migration: evolution and determinants. *Oikos*. 103: 247–260.
- Alerstam, T., & Högstedt, G. (1982). Bird migration and reproduction in relation to habitats for survival and breeding. *Ornis Scandinavica*. 25-37.
- Almeida-Neto, M., Guimaraes, P., Guimaraes Jr, P. R., Loyola, R. D., & Ulrich, W. (2008). A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos*. 117: 1227-1239.
- Anderson, M. J., & Walsh, D.C.I. (2013). PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: what null hypothesis are you testing? *Ecological Monographs*. 83: 557–574.
- Anderson, T.R. (1977). Reproductive responses of sparrows to a superabundant food supply. *Condor*. 79: 205–208.
- Arnold, K.E., Ramsay, S. L., Donaldson, C. & Adam, A. (2007). Parental prey selection affects risk-taking behaviour and spatial learning in avian offspring. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 274: 2563 – 2569.
- Arnold, K.E., Ramsay, S. L., Henderson, L. & Larcombe, S. D. (2010). Seasonal variation in diet quality: antioxidants, invertebrates and blue tits *Cyanistes caeruleus*. *Biological Journal of the Linnean Society*. 99: 708 – 717.
- Arroyo-Correa, B., Burkle, L. A., & Emer, C. (2020). Alien plants and flower visitors disrupt the seasonal dynamics of mutualistic networks. *Journal of Ecology*. 108: 1475-1486.
- Aslan, C., & Rejmanek, M. (2012). Native fruit traits may mediate dispersal competition between native and non-native plants. *NeoBiota*. 12: 1-24.
- Atlegrim, O. (1989). Exclusion of birds from bilberry stands: impact on insect larval density and damage to the bilberry. *Oecologia*. 79: 136–139.

-
- Bairlein, F. (1991) Nutritional adaptations in the long-distance migratory garden warbler *Sylvia borin*. In: Acta XX International Ornithological Congress. New Zealand Ornithological Congress. Trust Board. Wellington. New Zealand. pp 2149–2158.
 - Bairlein, F. (1998) The effect of diet composition on migratory fuelling in garden warblers *Sylvia borin*. *Journal of Avian Biology*. 29: 546–551.
 - Bairlein, F. (1990). Nutrition and food selection in migratory birds. In *Bird migration: physiology and ecophysiology*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. pp. 198-213.
 - Bairlein, F. (1996). Fruit-eating in birds and its nutritional consequences. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*. 113: 215-224.
 - Bairlein, F. (2002). How to get fat: nutritional mechanisms of seasonal fat accumulation in migratory songbirds. *Naturwissenschaften*. 89: 1-10.
 - Bascompte, J. (2009) Disentangling the web of life. *Science*. 325: 416–419.
 - Bascompte, J., Jordano, P., Melián, C.J., & Olesen, J.M. (2003). The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. *PNAS*. 100: 9383-9387.
 - Bascompte, J., & Jordano, P. (2006). The structure of plant-animal mutualistic networks. In: Pascual, M. and Dunne, J. (eds.). *Ecological networks*. Oxford University Press, Oxford, US. Pp. 143-159.
 - Bascompte, J. (2009). Mutualistic networks. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 7: 429-436.
 - Bascompte, J., & Jordano, P. (2013). *Mutualistic networks* (Vol. 70). Princeton University Press.
 - Bascompte, J., Jordano, P., & Olesen, J. M. (2006). Asymmetric coevolutionary networks facilitate biodiversity maintenance. *Science*. 312: 431–433.
 - Bascompte, J., Jordano, P., Melián, C.J., & Olesen, J.M. (2003). The nested assembly of plant–animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 100: 9383-9387.
 - Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. & Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*. 67: 1-48.
 - Batista, C., Miro, G., Angehr, G. & Bildstein, K. L. (2005). More than three million migrating raptors counted ocean-to-ocean in Panama, autumn 2004. *Hawk Migr. Stud.* 31: 5-6.
 - Bayly, N. J., Gómez, C., & Hobson, K. A. (2013). Energy reserves stored by migrating Gray-cheeked Thrushes (*Catharus minimus*) at a spring stopover site in northern

- Colombia are sufficient for a long-distance flight to North America. *Ibis*. 155: 271-283.
- Bayly, N.J., Gómez, C., Hobson, K. A., González, A. M. & Rosenberg, K. V. (2012). Fall migration of the Veery (*Catharus fuscescens*) in northern Colombia: determining the energetic importance of a stopover site. *Auk*. 129: 449–459.
 - Bayly, N.J., Rosenberg, K.V., Easton, W.E., Gomez, C., Carlisle, J.A.Y., Ewert, D. N., & Goodrich, L. (2018). Major stopover regions and migratory bottlenecks for Nearctic-Neotropical landbirds within the Neotropics: a review. *Bird Conservation International*. 28: 1-26.
 - Bayly, N., Gómez, C., Hobson, K., & Rosenberg, K. (2016). Prioritizing tropical habitats for long-distance migratory songbirds: an assessment of habitat quality at a stopover site in Colombia. *Avian Conservation and Ecology*. 11.
 - Beckett, S. J. (2015). *Nestedness and modularity in bipartite networks*. University of Exeter (United Kingdom).
 - Bednekoff, P. & Krebs, J. (1995). Great tit fat reserves: effects of changing and unpredictable feeding day length. *Funct. Ecol.* 9: 457– 462.
 - Bender, I. M., Kissling, W. D., Böhning-Gaese, K., Hensen, I., Kühn, I., Wiegand, T., & Schleuning, M. (2017). Functionally specialised birds respond flexibly to seasonal changes in fruit availability. *Journal of Animal Ecology*. 86: 800-811.
 - Blake, J.G. & Loiselle, B.A. (1992). Fruits in the diets of Neotropical migrant birds in Costa Rica. *Biotropica*. 24: 200-210.
 - Blendinger, P.G., Rojas, T.N., Ramírez-Mejía, A.F., Bender, I.M., Lomáscolo, S., Magro, J., & Ordano, M. (2022). Nutrient balance and energy-acquisition effectiveness: Do birds adjust their fruit diet to achieve intake targets?. *Functional Ecology*. 36: 2649-2660.
 - Blockstein, D.E. (2002). Passenger Pigeon: *Ectopistes migratorius*. Pages 1–27 in *Birds of North America*. National Council for Science and Environment, Washington, D.C. USA.
 - Blockstein, D.E., & H. B. Tordoff. (1985). Gone forever: a contemporary look at the extinction of the Passenger Pigeon *Ectopistes migratorius*. *American Birds*. 39:845–851.
 - Blüthgen, N., Menzel, F. & Blüthgen, N. (2006). Measuring specialization in species interaction networks. *BMC Ecology*. 6:9.

- Blüthgen, N., Menzel, F., Hovestadt, T., Fiala, B. & Blüthgen, N. (2007). Specialization, constraints, and conflicting interests in mutualistic networks. *Current Biology*. 17:341-346.
- Borer, E.T., Seabloom, E.W., & Tilman, D. (2012). Plant diversity controls arthropod biomass and temporal stability. *Ecology letters*. 15: 1457-1464.
- Borgatti, S.P. & Everett, M.G. (1997). Network analysis of 2-mode data. *Social networks*. 19: 243-269.
- Borror, D.J., & White, R.E. (1970). *A field guide to insects: America north of Mexico* (Vol. 19). Houghton Mifflin Harcourt. Pp. 400.
- Brodin, A. (2001). Mass-dependent predation and metabolic expenditure in wintering birds: is there a trade-off between different forms of predation?. *Anim. Behav.* 62: 993 –999.
- Brokaw, N., Bonilla, N., Knapp, S., MacVean, A., Ortíz, J.J., Peña-Chocarro, M. & Tun-Garrido, J. (2011). *Arboles del mundo maya [Trees of the Maya World]*. Mérida, México: Natural History Museum, Pronatura, UADY, UVG. p.263.
- Bruggeman, J. E., Swem, T., Andersen, D. E., Kennedy, P. L., & Nigro, D. (2016). Multi-season occupancy models identify biotic and abiotic factors influencing a recovering Arctic Peregrine Falcon *Falco peregrinus tundrius* population. *Ibis*, 158: 61-74.
- Buler, J.J., & Moore, F.R. (2011). Migrant–habitat relationships during stopover along an ecological barrier: extrinsic constraints and conservation implications. *Journal of Ornithology*. 152: 101-112.
- Buler, J.J., Moore, F.R., & Woltmann, S. (2007). A multi-scale examination of stopover habitat use by birds. *Ecology*. 88: 1789-1802.
- Burkle, L.A., Marlin, J.C., & Knight, T.M. (2013). Plant-pollinator interactions over 120 years: loss of species, co-occurrence, and function. *Science*, 339: 1611-1615.
- Buskirk, R.E., & W.H. Buskirk. (1976). Changes in arthropod abundance in a Highland Costa Rican forest. *American Midland Naturalist*. 95: 288–298.
- Calderón-Patrón, J. M., & Valencia Herverth, J. (2023). Birds present in the diet of *Tyto alba* (Strigiformes: Tytonidae) in Mexico. *Acta Zoológica Lilloana*. 67: 573-586
- Callo, P.A., Morton, E.S. & Stutchbury, B. J. M. (2013). Prolonged spring migration in the Red-Eyed Vireo (*Vireo olivaceus*). *Auk*. 130: 240–246.
- Carlo, T.A., Messeder, J.V.S., Espíndola, W.D., Vizzachero, B.S., Boyer, B.W., Hernández-Mejía, J., & Morales, J.M. (2024). Negative density dependence

characterizes mutualistic interactions between birds and fruiting plants across latitudes. *Philosophical Transactions B*. 379: 20230128.

- Carlton, R.G., & Goldman, C.R. (1984). Effects of a massive swarm of ants on ammonium concentrations in a subalpine lake. *Hydrobiologia*. 111:113–117.
- Carnicer, J., Jordano, P. & Melian, C.J. (2009) The temporal dynamics of resource use by frugivorous birds: a network approach. *Ecology*. 90: 1958–1970.
- Carrascal, L.M. & Polo, V. (1999). Coal tits, *Parus ater*, lose weight in response to chases by predators. *Anim. Behav.* 58: 281 –285.
- Catry, P., Phillips, R.A., Croxall, J.P., Ruckstuhl, K. & Neuhaus, P. (2006). Chapter 18: Sexual segregation in birds: patterns, processes and implications for conservation. In Eds. Ruckstuhl, K. & Neuhaus, P. *Sexual segregation in vertebrates. Ecology of the two sexes*. Pp. 351-378.
- Chablé Santos, J., Pasos Enriquez, R. (2010) Aves. en Durán R, Méndez M, *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán*. CICY, PPD-FMAN, CONABIO, SEDUMA. Mérida, Yucatán. Pp, 264-266.
- Chama, L., Berens, D. G., Downs, C. T., & Farwig, N. (2013). Habitat characteristics of forest fragments determine specialisation of plant-frugivore networks in a mosaic forest landscape. *PLoS One*. 8: e54956.
- Chase, J.M. (2000). Are there real differences among aquatic and terrestrial food webs? *Trends Ecol Evol*. 15: 408-412.
- Chen, X., Thompson, M.B. & Dickman, C. R. (2004). Energy density and its seasonal variation in desert beetles. *J. Arid Environ*. 56: 559-567.
- Chesson, P. (2000). Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual review of Ecology and Systematics*. 31: 343-366.
- Chesson, P. (2018). Updates on mechanisms of maintenance of species diversity. *Journal of ecology*. 106: 1773-1794.
- Cohen, E.B., Barrow, W.C., Buler, J.J., Deppe, J.L., Farnsworth, A., Marra, P.P., McWilliams, S.R., Mehlman, D.W., Wilson, R.R., Woodrey, M.S. & Moore, F.R. (2017). How do en route events around the Gulf of Mexico influence migratory landbird populations. *Condor*. 119: 327–343.
- Cohen, E.B., Horton, K.G., Marra, P.P., Clipp, H.L., Farnsworth, A., Smolinsky, J. A., & Buler, J.J. (2020). A place to land: spatiotemporal drivers of stopover habitat use by migrating birds. *Ecology Letters*. 24: 38-49.

- Colwell, R.K., & Futuyma, D.J. (1971). On the measurement of niche breadth and overlap. *Ecology*. 52: 567-576.
- Cordeiro, J., de Oliveira, J.H., Schmitz, H.J., & Vizentin-Bugoni, J. (2020). High niche partitioning promotes highly specialized, modular and non-nested florivore–plant networks across spatial scales and reveals drivers of specialization. *Oikos*. 129: 619-629.
- Cornell Lab of Ornithology. (2019). All About Birds. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. <https://www.allaboutbirds.org> Accessed on (22 June 2023).
- Cruz, A. (1981). Bird activity and seed dispersal of a montane forest tree (*Dunalia arborescens*) in Jamaica. *Biotropica*. Pp. 34-44.
- Curran, L.M., & Leighton, M. (2000). Vertebrate responses to spatiotemporal variation in seed production of mast-fruiting Dipterocarpaceae. *Ecological Monographs*. 70: 101-128.
- Dalsgaard, B., Trøjelsgaard, K., Martín González, A.M., Nogués-Bravo, D., Ollerton, J., Petanidou, T., & Olesen, J.M. (2013). Historical climate-change influences modularity and nestedness of pollination networks. *Ecography*. 36: 1331-1340.
- Dawson, W.R., & Evans, F. C. (1957). Relation of growth and development to temperature regulation in nestling field and chipping sparrows. *Physiological Zoology*. 30: 315-327.
- De León, L.F., Podos, J., Gardezi, T., Herrel, A., & Hendry, A.P. (2014). Darwin's finches and their diet niches: the sympatric coexistence of imperfect generalists. *J Evolution Biol*. 27: 1093-1104.
- Dean, H.P. (1985). The diet of the Aplomado Falcon (*Falco femoralis*) in eastern Mexico. *The Condor*. 87: 336-342.
- Deblauwe, I., & Janssens, G.P.J. (2008). New insights in insect prey choice by chimpanzees and gorillas in southeast Cameroon: the role of nutritional value. – *Am. J. Phys. Anthropol*. 135: 42-55.
- Dehnhard, N., Achurch, H., Clarke, J., Michel, L.N., Southwell, C., Sumner, M.D., & Emmerson, L. (2020). High inter-and intraspecific niche overlap among three sympatrically breeding, closely related seabird species: Generalist foraging as an adaptation to a highly variable environment?. *Journal of Animal Ecology*. 89: 104-119.

- Delmore, K. E., Fox, J.W. & Irwin, D.E. (2012). Dramatic intraspecific differences in migratory routes, stopover sites and wintering areas, revealed using light-level geolocators. *Proc. R. Soc. London B.* 279: 4582-4589.
- Deppe, J.L. & Rotenberry, J. (2005). Temporal patterns in fall migrant communities in Yucatan, México. *The Condor.* 107: 228-243.
- Deppe, J.L. & Rotenberry, J.T. (2008). Scale-Dependent Habitat Use by Fall Migratory Birds: Vegetation Structure, Floristics, and geography. *Ecological Monographs.* 78: 461-487.
- Deppe, J. L., Ward, M. P., Bolus, R. T., Diehl, R. H., Celis-Murillo, A., Zenzal, T. J., & Enstrom, D. A. (2015). Fat, weather, and date affect migratory songbirds' departure decisions, routes, and time it takes to cross the Gulf of México. *Proceedings of the National Academy of Sciences.* 112: E6331-E6338.
- Diamond, J. M. (1970). Ecological consequences of island colonization by southwest Pacific birds, I. Types of niche shifts. *Proceedings of the National Academy of Sciences.* 67: 529-536.
- Díaz-Castelazo, C., Guimarães, P.R., Jordano, P., Thompson, J.N., Marquis, R.J., Rico-Gray, V. (2010). Changes of a mutualistic network over time: reanalysis over a 10-year period. *Ecology.* 3: 793-801.
- Dicks, L.V., Corbet, S.A. & Pywell, R.F. (2002) Compartmentalization in plant-insect flower visitor webs. *Journal of Animal Ecology,* 71: 32–43.
- Diggs, N.E., Marra, P.P. & Cooper, R.J. (2011) Resource limitation drives patterns of habitat occupancy during the nonbreeding season for an omnivorous songbird. *The Condor.* 113: 646–654.
- Dormann, C.F., Gruber, B., & Fründ, J. (2008). Introducing the bipartite package: analysing ecological networks. *Interaction.* 1: 8-11.
- Dormann, C.F., Fründ, J., Bluethgen, N. & Gruber B. (2009). Indices, graphs and null models: analyzing bipartite ecological networks. *The Open Ecology Journal,* 2: 7-24.
- Dunn, E.H. (2001). Mass change during migration stopover: a comparison of species groups and sites. *J. Field Ornithol.* 72: 419–432.
- Durán, R. & Méndez, M. (2010). Selva baja caducifolia con cactáceas candelabriforme. en Durán R, Méndez M, Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán. CICY. Mérida, Yucatán, México. Pp. 141-142.

- Echeverría-Caro, A.I., Feldman, R. E., & Bahn, V. (2022). Geographic context is a key driver of spatial variation of bird species richness during migration. *Global Ecology and Biogeography*. 31: 1303-1312.
- Eeva, T., Helle, S., Salminen, J.P. & Hakkarainen, H. (2010). Carotenoid composition of invertebrates consumed by two insectivorous bird species. *J. Chem. Ecol.* 36: 608-613.
- Espejel, I. (1984). La vegetación de las dunas costeras de la Península de Yucatán. I. Análisis florístico del estado de Yucatán. *Biótica*. 9: 183-210.
- Espejel, I. (1987). A phytogeographical analysis of coastal vegetation in the Yucatan Peninsula. *Journal of Biogeography*. 14: 499-519.
- Espejel, I. (1992). Coastal sand dune communities and soil relationships in the Yucatan Peninsula, Mexico. In *Coastal plant communities of Latin America*. Academic Press. Pp. 323-335.
- Falcão, J.C., Dáttilo, W., & Rico-Gray, V. (2016). Sampling effort differences can lead to biased conclusions on the architecture of ant–plant interaction networks. *Ecological Complexity*. 25: 44-52.
- Fiedler, W. (2016). Bird ecology. In *Climate Change*. Elsevier. Pp. 373-388.
- Finegan, B. (1996). Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Tree*. 11: 119-124.
- Flores Guido, J.S., Duran Garcia, R. & Ortiz Diaz, J.J. (2010). Comunidades vegetales. en Durán, R. & Méndez, M., *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán*. CICY, PPD-FMAN, CONABIO, SEDUMA. Mérida, Yucatán. Pp. 10-11.
- Flores, J.S. & Espejel, I. (1994). Tipos de vegetación de la Península de Yucatán. En: Flores, J.S. (ed.). *Etnoflora Yucatanense*, fasc. 3. Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, Yucatán, México. 135 pp.
- Fonseca, C.R. & G. Ganade. (1996). Asymmetries, compartments and null interactions in an amazonian antplant community. *Journal of Animal Ecology*. 65: 339-347.
- Forsman, J.T., Hjernquist, M.B., Taipale, J. & Gustafsson, L. (2008). Competitor density cues for habitat quality facilitating habitat selection and investment decisions. *Behavioral Ecology*. 19: 539-545.
- Fortuna, M.A. & Bascompte, J. (2006). Habitat loss and the structure of plant–animal mutualistic networks. *Ecology letters*. 9: 281-286.

-
- Fortuna, M.A., Stouffer, D.B., Olesen, J.M., Jordano, P., Mouillot, D., Krasnov, B.R., & Bascompte, J. (2010). Nestedness versus modularity in ecological networks: two sides of the same coin?. *Journal of animal ecology*. 79: 811-817.
 - Fox, L.R. & Morrow, P.A. (1981). Specialization: species property or local phenomenon?. *Science*. 211: 887-893.
 - Fraser, K. C., Stutchbury, B. J., Silverio, C., Kramer, P. M., Barrow, J., Newstead, D. & Tautin, J. (2012). Continent-wide tracking to determine migratory connectivity and tropical habitat associations of a declining aerial insectivore. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 279: 4901-4906.
 - García, D., Zamora, R. & Amico, G.C. (2011). The spatial scale of plant-animal interactions: effects of resource availability and habitat structure. *Ecological Monographs*. 81:103-212
 - García de Fuentes, A., Xool Koh, M., Euán Ávila, J., Munguía Gil, A., & Cervera Montejano, M.D. (2011). La costa de Yucatán en la perspectiva del desarrollo turístico. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 80p.
 - Gaston, K.J. (2000). Global patterns in biodiversity. *Nature*. 405: 220-227.
 - Gause, G.F. (1934). *The struggle for existence*. Williams and Wilkins, Baltimore, Maryland, USA.
 - Gentle, L.K. & Gosler, A.G. (2001). Fat reserves and perceived predation risk in the great tit, (*Parus major*). *Proc. R. Soc. Lond. B*. 268: 487–491.
 - Glassberg, J. (2017). *A Swift guide to butterflies of Mexico and Central America*: 2nd ed. Princeton: Princeton University Press. Pp. 304.
 - Gleditsch, J. M. & Carlo, T. A. (2011). Fruit quantity of invasive shrubs predicts the abundance of common native avian frugivores in central Pennsylvania. *Diversity and Distributions*. 17: 244-253.
 - Gómez, C., Bayly, N. J., Norris, D. R., Mackenzie, S. A., Rosenberg, K. V., Taylor, P. D., & Cadena, C. D. (2017). Fuel loads acquired at a stopover site influence the pace of intercontinental migration in a boreal songbird. *Scientific Reports*. 7: 1-11.
 - Gonzalez-Moreno, A., & Bordera, S. (2011). New records of Ichneumonidae (Hymenoptera: Ichneumonoidea) from Mexico. *Zootaxa*. 2879: 1-21.
 - Gonzalez-Moreno, A, & Bordera, S. (2012). The Ichneumonidae (Hymenoptera: Ichneumonoidea) of Ría Lagartos Biosphere Reserve, Yucatán, México. *Zootaxa*. 3230: 1-51.

- González-Varo, J.P. (2010). Fragmentation, habitat composition and the dispersal/predation balance in interactions between the Mediterranean myrtle and avian frugivores. *Ecography*. 33: 185-197.
- Google (sf). (2023). Mapa de la costa norte de la Península de Yucatán (consultado el 17 marzo de 2023).
- Gordon, R., Ivens, S., Ammerman, L.K., Fenton, M.B., Littlefair, J.E., Ratcliffe, J.M. & Clare, E.L. (2019). Molecular diet analysis finds an insectivorous bat community dominated by resource sharing despite diverse echolocation and foraging strategies. *Ecol. Evol.* 9: 3117–3129.
- Gosler, A., Greenwood, J. & Perrins, C. (1995). Predation risk and the cost of being fat. *Nature*. 377: 621 –623.
- Gotelli, N.J., Hart, E.M. & Ellison, A.M. (2013). EcoSimR: null model analysis for ecological data. Available from: <http://www.uvm.edu/~ngotelli/EcoSim/EcoSim.html>
- Graveland, J. & Van Der Wal, R. (1996). Decline in snail abundance due to soil acidification causes eggshell defects in forest passerines. *Oecologia*. 105: 351-360.
- Graveland, J. & van Gijzen, T. (1994). Arthropods and seeds are not sufficient as calcium sources for shell formation and skeletal growth in passerines. *Ardea*. 82: 299-314.
- Greenberg, R. & Marra, P.P. (2005). *Birds of two worlds: the ecology and evolution of migration*. Baltimore: JHU Press. P: 466
- Greenberg, R., Bichier, P., Angon, A.C., MacVean, C., Perez, R. & Cano, E. (2000). The impact of avian insectivory on arthropods and leaf damage in some Guatemalan coffee plantations. *Ecology*. 81:1750-1755.
- Greenberg, R., Niven, D.K., Hopp, S. & Boone, S. (1993). Frugivory and coexistence in a resident and a migratory vireo on the Yucatan Peninsula. *Condor*. 95:990–999.
- Greenberg, R., Foster, M.S. & Marquez-Valdelamar, L. (1995). The role of the White-eyed Vireo in the dispersal of *Bursera* fruit on the Yucatan Peninsula. *Journal of Tropical Ecology*. 11:619–639.
- Greenberg, R., Ortiz, J.S. & Caballero, C.M. (1994). Aggressive competition for critical resources among migratory birds in the Neotropics. *Bird Conservation International*. 4: 115-127.
- Grüebler, M. U. & Naef-Daenzer, B. (2010). Fitness consequences of timing of breeding in birds: date effects in the course of a reproductive episode. *Journal of Avian Biology*. 41: 282-291.

- Guadarrama, P., Salinas-Peba, L., Chiappa-Carrara, X. & Ramos-Zapata, J.A. (2018). Floristics, composition and structure of the plant communities of the western portion of the Ciénegas and Mangroves state reserve of the north coast of Yucatán. *Mex J Biodiv.* 89: 784-805.
- Guerrero, L (2002). Estructura de la comunidad de aves en una selva mediana subcaducifolia en el sur de Yucatán, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Universidad Autónoma de Yucatán, 56 p.
- Guimarães, P.R., Rico-Gray, V., Furtado dos Reis, S. & Thompson, J.N. (2006). Asymmetries in specialization in ant-plant mutualistic networks. *Proceedings of the Royal Society of London B.* 273: 2041-2047.
- Guimarães, P.R., Rico-Gray, V., Oliveira, P.S., Izzo, T.J., dos Reis, S.F. & Thompson, J.N. (2007). Interaction intimacy affects structure & coevolutionary dynamics in mutualistic networks. *Current Biology.* 17: 1797-803.
- Hahus, S.C., & Smith. K.J. (1990). Food habits of *Blarina*, *Peromyscus* and *Microtus* in relation to an emergence of periodical cicadas *Magicicada*. *Journal of Mammalogy.* 71: 249–252.
- Haney, J.C. (1999). Numerical response of birds to an irruption of elm spanworm (*Ennomos subsignarius*; Geometridae: Lepidoptera) in old-growth forest of the Appalachian Plateau, USA. *Forest Ecology and Management.* 120: 203-217.
- Hanson, P.E. & Nishida, K. (2016). *Insects and Other Arthropods of Tropical America.* Cornell University Press. Pp: 384
- Hardin, G. (1960). The competitive exclusion principle. *Science.* 131: 1292–1297.
- Hausdorf, B. & Hennig, C. (2007). Null model tests of clustering of species, negative co-occurrence patterns & nestedness in meta-communities. *Oikos.* 116: 818-28.
- Heckscher, C.M., Taylor, S.M., Fox, J.W. & Afanasyev, V. (2011). Veery (*Catharus fuscescens*) wintering locations, migratory connectivity, and a revision of its winter range using geolocator technology. *Auk.* 128: 531–542.
- Hedenström, A. (2008). Adaptations to migration in birds: behavioural strategies, morphology and scaling effects. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences.* 363: 287-299.
- Heleno, R., Devoto, M., Pocock, M., (2012). Connectance of species interaction networks and conservation value: is it any good to be well connected? *Ecological Indicators.* 14: 7-10.

- Herrera, C.M. (2002). Seed dispersal by vertebrates. Plant–animal interactions: an evolutionary approach. 185-208.
- Herrera-Silveira J, J. Ramírez-Ramírez & A. Zaldívar-Jiménez. (1998). Overview and characterization of the hydrology and primary producer communities of selected coastal lagoons of Yucatán, México. *Aquatic Ecosystem Health and Management*. 1: 353-372.
- Herrera-Silveira, J.A., Comín, F.A. & Capurro, F.L. (2005). Los Usos Y Abusos De La Zona Costera En La Península De Yucatán, 387-396. *El Manejo Costero en México*. Univ. Autón. De Campeche-SEMARNAT-CETYS Univ. Univ. de Quintana Roo. 654p.
- Herron-Sweet, C.R., Lehnhoff, E.A., Burkle, L.A., Littlefield, J.L. & Mangold, J.M. (2016). Temporal-and density-dependent impacts of an invasive plant on pollinators and pollination services to a native plant. *Ecosphere*. 7: e01233.
- Hespeneide, H.A. (1980). Bird community structure in two Panama forests: Residents, migrants, and seasonality during the nonbreeding season. Pp 227-237 in *Migrant birds in the Neotropics: Ecology, behavior, distribution and conservation*. Keast A. & Morton, E.S. Eds. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C.
- Hiraldo, F., Delibes, M. & Donazar, J. A. (1991). Comparison of Diets of Turkey Vultures in Three Regions of Northern Mexico (Comparación de la Dieta de *Cathartes aura* en Tres Regiones del Norte de Mexico). *Journal of Field Ornithology*, 319-324.
- Hodkinson, I.D. (2005). Terrestrial insects along elevation gradients: species and community responses to altitude. *Biol. Rev.* 80: 489–513.
- Hogstad, O. (2005). Numerical and functional responses of breeding passerine species to mass occurrence of Geometrid caterpillars in a subalpine birch forest: a 30-year study. *Ibis* 147:77-91.
- Hoi, H., Kristin, A., Valera, F. & Hoi. C. (2004). Clutch enlargement in Lesser Gray Shrikes (*Lanius minor*) in Slovakia when food is superabundant: a maladaptive response?. *Auk*. 121:557-564.
- Holmes, R.T. & Schultz, J.C. (1988). Food availability for forest birds: Effect of prey distribution and abundance on bird foraging. *Can J Zool.* 66: 720–728.
- Houston, A.I., McNamara, J.M., Hutchinson, J.M.C. (1993). General results concerning the trade-off between gaining energy and avoiding predation. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* .341: 375 –397.

- Houston, A.I. & McNamara, J.M. (1993). A theoretical investigation of the fat reserves and mortality levels of small birds in winter. *Ornis Scand.* 24: 205–219.
- Howe, H. F. (1977). Bird activity and seed dispersal of a tropical wet forest tree. *Ecology.* 58: 539-550.
- Howe, H. F. (1981). Dispersal of a Neotropical nutmeg (*Virola sebifera*) by birds. *The Auk.* 98: 88-98.
- Howe, H. F. & Primack, R. B. (1975). Differential seed dispersal by birds of the tree *Casearia nitida* (Flacourtiaceae). *Biotropica.* 278-283.
- Howe, H.F. & Vande Kerckhove, G.A. (1979). Fecundity and seed dispersal of a tropical tree. *Ecology.* 60: 180-189.
- Howe, H.F. & Vande Kerckhove, G.A. (1981). Removal of wild nutmeg (*Virola surinamensis*) crops by birds. *Ecology.* 62: 1093-1106.
- Hunter, M.D. & Price, P.W. (1992). Playing chutes and ladders heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. *Ecology.* 73:724-732
- Hutchinson, G. E. (1961). The paradox of the plankton. *American Naturalist.* 95:137-145.
- Hutto, R. L. (1981). Seasonal variation in the foraging behavior of some migratory western wood warblers. *Auk.* 98: 765-777.
- Hutto, R. L. (1990). Measuring the availability of food resources. *Stud Avian Biol.* 13: 20-28.
- iNaturalist. (2023). Available at <https://www.naturalist.mx>. (Accessed 20 June 2023).
- Jaksic, F. M, Silva, S.I., Meserve, P.L. & Gutierrez, J.R. (1997). A long-term study of vertebrate predator responses to an El Niño (ENSO) disturbance in western South America. *Oikos.* 78: 341–354.
- Janzen, D.H. (1973). Sweep samples of tropical foliage insects: effects of seasons, vegetation types, elevation, time of day, and insularity. *Ecology.* 54: 687–708.
- Janzen, D.H. (1983). Seed and pollen dispersal by animals: convergence in the ecology of contamination and sloppy harvest. *Biological Journal of the Linnean Society.* 20: 103-113.
- Jenkins, C.N., Pimm, S.L. & Joppac, L.N. (2013). Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. *Proc. Natl Acad. Sci. USA.* 110: E2602-E2610.

-
- Jenssen, T.A. (1973). Shift in the structural habitat of *Anolis opalinus* due to congeneric competition. *Ecology*. 54: 863-869.
 - Johnson, M.D. & Sherry, T.W. (2001). Effects of food availability on the distribution of migratory warblers among habitats in Jamaica. *Journal of Animal Ecology*. 70: 546–560.
 - Johnson, M.D. (2000). Effects of shade tree species and crop structure on the bird and arthropod communities in a Jamaican shade coffee plantation. *Biotropica*. 32: 133-145.
 - Johnson, M. D., Sherry, T.W., Holmes, R.T. & Marra, P.P. (2006). Assessing habitat quality for a migratory songbird wintering in natural and agricultural habitats. *Conservation Biology*. 20:1433– 1444.
 - Jordano, P., Vazquez, D. & Bascompte, J. (2009). Redes complejas de interacciones mutualistas planta-animal. En: Medel, R., Aizen, M., & Zamora, R. (eds). *Ecología y Evolucion de Interacciones PlantaAnimal: Conceptos y Aplicaciones*. Editorial Universitaria, Santiago de Chile. pp 17–41.
 - Jordano, P. (1987). Patterns of mutualistic interactions in pollination and seed dispersal-connectance, dependence asymmetries, and coevolution. *Am Nat* 129:657–677.
 - Jordano, P. (1993). Geographical ecology and variation of plant-seed disperser interactions: southern Spanish junipers and frugivorous thrushes. In: Estrada A, Fleming TH, eds. *Frugivory and seed dispersal: ecological and evolutionary aspects*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. pp. 85-104.
 - Jordano, P. (1994). Spatial and temporal variation in the avian-frugivore assemblage of *Prunus mahaleb*: patterns and consequences. *Oikos*. 71: 479-491
 - Jordano, P., Bascompte, J. & Olesen, J.M. (2003). Invariant properties in coevolutionary networks of plant-animal interactions. *Ecology Letters*. 6, 69-81.
 - Jordano, P. (2013). Fruits and frugivory. In: Gallagher, R.S. (Ed). *Seeds: The ecology of regeneration of plant communities*. pp. 18–61.
 - Jordano, P. & Schupp, E.W. (2000). Seed disperser effectiveness: the quantity component and patterns of seed rain for *Prunus mahaleb*. *Ecological monographs*. 70: 591-615.
 - Karr, J.R. (1976). On the relative abundance of migrants from the north temperate zone in tropical habitats. *The Wilson Bulletin*. 88: 433-458

-
- Kaspari, M. & Joern, A. (1993). Prey choice by three insectivorous grassland birds: reevaluating opportunism. *Oikos*. 68: 414-430.
 - Keast, A. & Morton, E.S. (1980). Migrant birds in the neotropics. Ecology, behavior, distribution, and conservation: a symposium held at the Conservation and Research Center, National Zoological Park, Smithsonian Institution. pp: 27–29.
 - Kelly, D. (1994). The evolutionary ecology of mast seedling. *Trends in Ecology and Evolution*. 9: 465-470.
 - Kent, C.M. & Sherry, T.W. (2020). Behavioral niche partitioning reexamined: Do behavioral differences predict dietary differences in warblers?. *Ecology*. 101: e03077.
 - Kent, C.M., Huh, K.M., Hunter, S.C., Judson, K., Powell, L. L. & Sherry, T. W. (2021). High resource overlap and small dietary differences are widespread in food-limited warbler (Parulidae) communities. *Ibis*. 164: 44-59.
 - Kissling, W.D., Bohning-Gaese, K. & Jetz, W. (2009). The global distribution of frugivory in birds. *Global Ecology and Biogeography*. 18: 150-162.
 - Kochert, M.N., Fuller, M.R., Schueck, L.S., Bond, L., Bechard, M.J., Woodbridge, B. & Banasch, U. (2011). Migration patterns, use of stopover areas, and austral summer movements of Swainson's Hawks. *The Condor*, 113: 89-106.
 - Krebs, J.R. (1978). Optimal foraging: Decision rules for predators. In *Behavioural Ecology: An Evolutionary Approach*, ed. J. R. Krebs, N. B. Davies. Oxford: Blackwell.
 - Kremer, C.T. & Klausmeier, C.A. (2017). Species packing in eco-evolutionary models of seasonally fluctuating environments. *Ecology Letters*. 20: 1158–1168.
 - Kricher, J., Jaramillo, Á. & Segura, L. (2006). *Un Compañero Neotropical; una introducción a los animales, plantas y ecosistemas del trópico del nuevo mundo*. 2° edición. American Birding Association California. 436 p.
 - Krishna, A., Guimaraes Jr, P.R., Jordano, P. & Bascompte, J. (2008). A neutral-niche theory of nestedness in mutualistic networks. *Oikos*. 117: 1609-1618.
 - Kueffer, C., Kronauer, L. & Edwards, P.J. (2009). Wider spectrum of fruit traits in invasive than native floras may increase the vulnerability of oceanic islands to plant invasions. *Oikos*. 118: 1327-1334.
 - Kullberg, C., Fransson, T. & Jakobsson, S. (1996). Impaired predator evasion in fat blackcaps (*Sylvia atricapilla*). *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*. 263: 1671-1675.

- La Sorte, F.A., Fink, D., Hochachka, W.M., & Kelling, S. (2016). Convergence of broad-scale migration strategies in terrestrial birds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 283: 20152588.
- Lafleur, J.M., Buler, J.J., & Moore, F.R. (2016). Geographic position and landscape composition explain regional patterns of migrating landbird distributions during spring stopover along the northern coast of the Gulf of Mexico. *Landscape Ecology*. 31: 1697-1709.
- Lefebvre, G. & Poulin, B. (1996). Seasonal abundance of migrant birds and food resources in Panamanian mangrove forests. *Wilson Bull.* 108: 748-759.
- Lefebvre, G., Poulin, B. & McNeil, R. (1994). Temporal dynamics of mangrove bird communities in Venezuela with special reference to migrant warblers. *Auk*. 111: 405-415.
- Leisler, B. (1990). Selection and use of habitat of wintering migrants. In *Bird migration: physiology and ecophysiology*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. pp. 156-174.
- Leisler, B. (1992). Habitat selection and coexistence of migrants and Afrotropical residents. *Ibis*. 134: 77-82.
- Levey, D.J. & Cipollini, M.L. (1999). Effects of plant secondary metabolites on diet choice and digestion. In: Adams, N.J. & Slotow, R.H (eds) *Proceedings of the 22nd international ornithological congress, Durban*. BirdLife South Africa, Johannesburg. pp 2208–2220
- Levey, D.J. (1988). Spatial and temporal variation in Costa Rican fruit and fruit-eating bird abundance. *Ecological monographs*. 58:251–269
- Leyequién, E., Hernández-Stefanoni, J.L., Santamaría-Rivero, W., Dupuy-Rada, J. M, & Chable-Santos, J.B. (2014). Effects of Tropical Successional Forests on Bird Feeding Guilds. In *Designing Low Carbon Societies in Landscapes*. Springer Japan.177-202.
- Lima, S.L. (1986). Predation risk and unpredictable feeding conditions: determinants of body mass in birds. *Ecology*. 67: 377 –385.
- Lindstrom, Å. (1990). The role of predation risk in stopover habitat selection in migrating bramblings, *Fringilla montifringilla*. *Behavioral Ecology*. 1: 102-106.
- Lithner, S. & Jonsson, K.I. (2002). Abundance of owls and bramblings *Fringilla montifringilla* in relation to mast seeding in south-eastern Sweden. *Ornis Svecica*. 12: 35-45.

- Loiselle, B.A. & Blake, J.G. (1993). Spatial distribution of understory fruit-eating birds and fruiting plants in a neotropical lowland wet forest. *Vegetatio*. 107:177-189.
- Loiselle, B.A. (1987). Migrant abundance in a Costa Rican lowland forest canopy. *Journal of Tropical Ecology*. 3: 163-168.
- Lugo, A.E., Brown, S. & Brinson, M.M. (1988). Forested wetlands in freshwater and salt-water environments. *Limnology and Oceanography*. 33: 894-909.
- MacArthur, R.H. (1958). Population ecology of some warblers of northeastern coniferous forests. *Ecology*. 39: 599–619.
- MacKinnon, B. (2010). USO DE LA VEGETACIÓN DE LA PENÍNSULA DE YUCATÁN POR LAS AVES Y UNOS MAMÍFEROS. Proyecto en proceso.
- MacKinnon, B. (2005). Aves y reservas de la Península de Yucatán. Publicado por Amigos de Sian Ka'an A.C. Cancún. 76 p.
- MacKinnon, B., Hidalgo, A. & Grosselet, M. (2009). 200 Aves de la Península de Yucatán. Dos Cd-Roms Interactivos.
- Mackinnon, B. (2017) Sal a pajarear Yucatán. Guía de aves. (2Ed). La Vaca Independiente. p. 287
- MacLeod, R., Gosler, A.G. & Cresswell, W. (2005). Diurnal mass gain strategies and perceived predation risk in the great tit *Parus major*. *Journal of Animal Ecology*. 74: 956-964.
- Marquis, R.J. & Whelan, C.J. (1994). Insectivorous birds increase growth of white oak through consumption of leaf-chewing insects. *Ecology*. 75: 2007-2014.
- Marra, P.P. & Holmes, R.T. (2001). Consequences of dominance-mediated habitat segregation in American Redstarts during the nonbreeding season. *The Auk*. 118: 92-104.
- Marra, P.P., Hobson, K.A. & Holmes, R.T. (1998). Linking winter and summer events in a migratory bird by using stable-carbon isotopes. *Science*. 282: 1884-1886.
- Marshall, T.J. Dick, M.F. & Guglielmo, C.G. (2016). Seasonal dietary shifting in yellow-rumped warblers is unrelated to macronutrient targets. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*. 192: 57-63.
- Martin, T.E. (1985). Resource selection by tropical frugivorous birds: integrating multiple interactions. *Oecologia*. 66: 563-573.
- Martin, T.E. (1987). Food as a limit on breeding birds: a life-history perspective. *Annual review of ecology and systematics*. 18: 453-487.

-
- Mayor, S.J., Guralnick, R.P., Tingley, M.W., Otegui, JM., Withey, J.C., Elmendorf, S. C. & Schneider, D.C. (2017). Increasing phenological asynchrony between spring green-up and arrival of migratory birds. *Scientific reports*. 7: 1902.
 - May-Uc, Y., Nell, C.S., Parra-Tabla, V., Navarro, J., & Abdala-Roberts, L. (2020). Tree diversity effects through a temporal lens: Implications for the abundance, diversity and stability of foraging birds. *Journal of Animal Ecology*. 89: 1775-1787.
 - McCarty, J.P. & Winkler, D.W. (1999). Foraging ecology and diet selectivity of tree swallows feeding nestlings. *Condor*. 101: 246-254.
 - McCormick, M.I. (2003). Consumption of coral propagules after mass spawning enhances larval quality of damselfish through maternal effects. *Oecologia*. 136: 37-45.
 - McDonald, J.E. & Fuller, T.K. (2005). Effects of spring acorn availability on black bear diet, milk composition, and cub survival. *Journal of Mammalogy*. 86: 1022-1028.
 - McGavin, G.C. (2000). *Insects: Spiders and Other Terrestrial Arthropods*. Dorling Kindersley handbooks. London. Pp: 256
 - McKinnon, E.A., Fraser, K.C. & Stutchbury, B.J.M. (2013). New discoveries in landbird migration using geolocators, and a flight plan for the future. *Auk*. 130: 211-222.
 - McNamara, J.M., Houston, A.I. & Lima, S.L. (1994). Foraging routines of small birds in winter: a theoretical investigation. *Journal of Avian Biology*. 25: 287–302.
 - McShea, W.J. (2000). The influence of acorn crops on annual variation in rodent and bird populations. *Ecology*. 81: 228-238.
 - McWilliams, S.R., Shannon, B.K. & Karasov, W.H. (2002). Diet preferences of warblers for specific fatty acids in relation to nutritional requirements and digestive capabilities. *Journal of Avian Biology*. 33: 167-174.
 - Mehlman, D.W., Mabey, S.E., Ewert, D.N. & Duncan, C. (2005). Conserving stopover sites for forest-dwelling migratory landbirds. *Auk*. 122: 1281–1290.
 - Meserve, P.L., Kelt, D.A., Milstead, W.B. & Gutierrez, J.R. (2003). Thirteen years of shifting top-down and bottom-up control. *Bioscience*. 53: 633-646.
 - Mettke-Hofmann, C., Hamel, P.B., Hofmann, G., Zenzal Jr.T.J., Pellegrini, A., Malpass, J & Greenberg, R. (2015). Competition and habitat quality influence age and sex distribution in wintering Rusty Blackbirds. *PLoS One*. 10: e0123775.
 - Mokotjomela, T.M., Musil, C.F. & Esler, K.J. (2013). Do frugivorous birds concentrate their foraging activities on those alien plants with the most abundant and nutritious

- fruits in the South African Mediterranean-climate region?. *Plant Ecology*. 214: 49-59.
- (a)
- Mokotjomela, T.M., Musil, C.F., & Esler, K.J. (2013). Frugivorous birds visit fruits of emerging alien shrub species more frequently than those of native shrub species in the South African Mediterranean climate region. *South African Journal of Botany*. 86: 73-78. (b)
 - Mols, C. & Visser, M. (2002). Great tits can reduce caterpillar damage in apple orchards. *Journal of applied ecology*. 39: 888–899.
 - Moore, F.R., Kerlinger, P. & Simmons, T.R. (1990). Stopover on a Gulf coast barrier island by spring trans-Gulf migrants. *The Wilson Bulletin*. 102: 487–500.
 - Moore, F. & Kerlinger, P. (1987). Stopover and fat deposition by North American wood-warblers (Parulinae) following spring migration over the Gulf of Mexico. *Oecologia*. 74: 47-54.
 - Moore, J.E. & Swihart, R.K. (2007). Toward ecologically explicit null models of nestedness. *Oecología*. 152: 763-77.
 - Morán-López, T., Carlo, T.A., Amico, G., Morales, J.M. (2018). Diet complementation as a frequency-dependent mechanism conferring advantages to rare plants via dispersal. *Functional Ecology*. 32: 2310–2320.
 - Morganti, M., Assandri, G., Aguirre, J. I., Ramirez, Á., Caffi, M., & Pulido, F. (2017). How residents behave: home range flexibility and dominance over migrants in a Mediterranean passerine. *Animal behaviour*. 123: 293-304.
 - Morton, E.S. & Greenberg, R. (1989). The outlook for migratory birds: "future shock" for birders. *Am Birds*. 43: 178-183.
 - Murakami, M. & Nakano, S. (2000). Species-specific bird functions in a forest-canopy food web. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 267: 1597-1601.
 - Murphy, P.G. & Lugo, A.E. (1986). Ecology of tropical dry forest. *Annual review of ecology and systematics*, 17: 67-88.
 - Naef-Daenzer, L., Naef-Daenzer, B. & Nager, R.G. (2000). Prey selection and foraging performance of breeding great tits *Parus major* in relation to food availability. *Journal of Avian Biology*. 31: 206-214.
 - Naturalista (2023). Available in <https://www.naturalist.mx>. Access [20/ August/2023].
 - Navarro-Alberto, J., Leirana-Alcocer, J., Hernández-Betancourt, S. & Guerrero-González, L. (2016). Palomas (Columbidae), pájaros carpinteros (Picidae) y

colibríes (Trochilidae) como indicadores de sucesión en la selva baja de Dzilam, Yucatán, México. *Huitzil*. 17: 1-7.

- Navarro-Sigüenza, A.G., Rebón-Gallardo, M., Gordillo-Martínez, A., Townsend Peterson, A., Berlanga-García, H. & Sánchez-González, L.A. (2014). Biodiversidad de aves en México. *Revista mexicana de biodiversidad*. 85: S476-S495.
- Nazaro, M.G. & Blendinger, P.G. (2017). How important are arthropods in the diet of fruit-eating birds?. *The Wilson Journal of Ornithology*. 129: 520-527.
- Nell, C.S., Abdala-Roberts, L., Parra-Tabla, V., & Mooney, K.A. (2018). Tropical tree diversity mediates foraging and predatory effects of insectivorous birds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285: 20181842.
- Newton, I. (2008). *The migration ecology of birds*. London: Elsevier.
- Newton, I. (2010) *Bird migration*. Collins, London. 400 p.
- Nielsen, A., & Totland, Ø. (2014). Structural properties of mutualistic networks withstand habitat degradation while species functional roles might change. *Oikos*. 123: 323-333.
- Núñez, M.A (2008). Evaluación de la comunidad de aves en bosques secundarios restaurados en potreros abandonados ubicados en la cuenca del Río Zapotal Hojancha, Costa Rica. Tesis de Maestría. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Costa Rica. 73 p.
- Oksanen, J., Blanche, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H. & Wagner, H. (2012). *Vegan: Community ecology package*. R package version 2.0-4. Available from: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oksanen, J. (2011). *Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial*. Available from: <http://cran.r-project.org>.
- Olesen, J.M., Bascompte, J., Dupont, Y.L. & Jordano P. (2007). The modularity of pollination networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 104: 19891-19896.
- Olesen, J.M. & Jordano, P. (2002). Geographic patterns in plant-pollinator mutualistic networks. *Ecology*. 83: 2416-2424.
- Ollerton, J. & Cranmer, L. (2002). Latitudinal trends in plant-pollinator interactions: are tropical plants more specialized? *Oikos*. 98: 340-350.

-
- Ollerton, J., Johnson, S.D., Cranmer, L. & Kellie, S. (2003). The pollination ecology of an assemblage of grassland asclepiads in South africa. *Annals of Botany*. 92: 807-834.
 - Ostfeld, R.S. & Keesing, F. (2007). Pulsed resources and community responses. In *Temporal Dimensions of Landscape Ecology* Springer, Boston, MA. pp. 30-42.
 - Ostfeld, R.S. & Keesing, F. (2000). Pulsed resources and community dynamics of consumers in terrestrial ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*. 15: 232–237.
 - Ostfeld, R. S., Jones, C.G., & Wolf, J.O. (1996). Of mice and mast. *BioScience*. 46: 323–330.
 - Oyarzun, S.E., Crawshaw, G.J. & Valdes, E.V. (1996). Nutrition of the tamandua: I. Nutrient composition of termites (*Nasutitermes* spp.) and stomach contents from wild tamandúas (*Tamandua tetradactyla*). *Zoo Biology*. 15: 509-524.
 - Park, I.W., & Mazer, S.J. (2019). Climate affects the rate at which species successively flower: capturing an emergent property of regional floras. *Global Ecology and Biogeography*. 28: 1078-1092.
 - Parrish, J.D. & Sherry, T.W. (1994). Sexual habitat segregation by American Redstarts wintering in Jamaica: importance of resource seasonality. *The Auk*. 38-49.
 - Parrish, J.D. (1997). Patterns of frugivory and energetic condition in Nearctic landbirds during autumn migration. *The Condor*. 99: 681-697.
 - Paxton, K.L., & Moore, F.R. (2015). Carry-over effects of winter habitat quality on en route timing and condition of a migratory passerine during spring migration. *Journal of Avian Biology*. 46: 495-506.
 - Perea, R., Delibes, M., Polko, M., Suárez-Esteban, A., & Fedriani, J.M. (2013). Context-dependent fruit–frugivore interactions: partner identities and spatio-temporal variations. *Oikos*. 122: 943-951.
 - Persson, L. (1983). Food consumption and the significance of detritus and algae to intraspecific competition in roach *Rutilus rutilus* in a shallow eutrophic lake. *Oikos*. 118-125.
 - Pianka, E.R. (1973). The structure of lizard communities. *Ann Rev Ecol Syst*. 4: 53-74.
 - Pianka, E.R. (1974). Niche overlap and diffuse competition. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*. 71: 2141–2145.
 - Pianka, E.R. (1981) Competition and niche theory. In May, R.M. (ed.) *Theoretical ecology* (pp. 167–196). Oxford, UK: Blackwell.

- Pires, L.P. & de Melo, C. (2020). Seasonal consistency of the assembling rules in a bird-fruited plant network. *Ecological complexity*. 44: 100869.
- Poisot, T., Canard, E., Mouillot, D., Mouquet, N., & Gravel, D. (2012). The dissimilarity of species interaction networks. *Ecology letters*. 15: 1353-1361.
- Polis, G.A. & Strong, D.R. (1996). Food web complexity and community dynamics. *Am Nat*. 147: 813–846
- Pomeroy, A.C., Butler, R.W., & Ydenberg, R.C. (2006). Experimental evidence that migrants adjust usage at a stopover site to trade off food and danger. *Behavioral Ecology*. 17: 1041-1045.
- Ponisio, L.C., Gaiarsa, M.P. & Kremen, C. (2017). Opportunistic attachment assembles plant–pollinator networks. *Ecology Letters*. 20: 1261-1272.
- Ponisio, L. C., Valdovinos, F. S., Allhoff, K. T., Gaiarsa, M. P., Barner, A., Guimarães Jr, P. R., & Gillespie, R. (2019). A network perspective for community assembly. *Frontiers in Ecology and Evolution*. 7:103.
- Pool, D.J., Lugo, A.E. & Snedaker, S.C. (1975). Litter production in mangrove forests of southern Florida and Puerto Rico. In: Walsh, G.E., Snedaker, S.C. & Teas, H.J. (eds). *Proceedings of the international symposium on biology and management of mangrove*. Gainesville: H. Institute of Food and Agriculture Science. University of Florida. pp. 213-237.
- Porras-Peñaranda, P., Robichaud, L. & Branch, F. (2004). New full-season count sites for raptor migration in Talamanca, Costa Rica. *Ornithology Neotropical*. 15: 267–278.
- Poulin, B., Lefebvre, G. & McNeil, R. (1992). Tropical avian phenology in relation to abundance and exploitation of food resources. *Ecology*. 73: 2295-2309
- Poulin, B. & Lefebvre, G. (1997). Estimation of arthropods available to birds: Effect of trapping technique, prey distribution, and bird diet. *Journal of Field Ornithology*. 68: 426-442.
- Poulin, B. & Lefebvre, G. (1996). Dietary relationships of migrant and resident birds from a humid forest in central Panama. *The Auk*. 113: 277-287.
- Poulin, R. & Valtonen, E.T. (2001). Nested assemblages resulting from host size variation: the case of endoparasite communities in fish hosts. *International Journal for Parasitology*. 31: 1194-1204.

- Powell, L.L., Ames, E.M., Wright, J.R., Matthiopoulos, J. & Marra, P.P. (2021). Interspecific competition between resident and wintering birds: Experimental evidence and consequences of coexistence. *Ecology*. 102: e03208.
- Pravosudov, V. & Lucas, J. (2001). Daily patterns of energy storage in food-caching birds under variable daily predation risk: a dynamic state variable model. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 50: 239–250.
- Quintero, E., Pizo, M.A. & Jordano, P. (2020). Fruit resource provisioning for avian frugivores: the overlooked side of effectiveness in seed dispersal mutualisms. *Journal of Ecology*. 108: 1358–1372.
- R Core Team. (2022). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available from: URL. <https://www.R-project.org/>.
- Ramenofsky, M. & Wingfield, J.C. (2007). Regulation of Migration. *BioScience*. 57: 135.
- Ramos-Robles, M., Andresen, E. & Díaz-Castelazo, C. (2016). Temporal changes in the structure of a plant-frugivore network are influenced by bird migration and fruit availability. *PeerJ*. 4: e2048.
- Ramsay, S. L. & Houston, D. C. (2003). Amino acid composition of some woodland arthropods and its implications for breeding tits and other passerines. *Ibis*. 145: 227–232.
- Rappole, J.H. & Ramos, M.A. (1994). Factors affecting migratory bird routes over the Gulf of México. *Bird Conservation International*. 4: 251-262.
- Rasmussen, C., Dupont, Y.L., Mosbacher, J.B., Trøjelsgaard, K. & Olesen, J.M. (2013). Strong impact of temporal resolution on the structure of an ecological network. *PloS one*. 8: e81694.
- Remsen, J.V., & Robinson, S.K. (1990). A classification scheme for foraging behavior of birds in terrestrial habitats. *Studies in avian biology*. 13: 144-160.
- Renfrew, R.B., Kim, D., Perlut, N., Smith, J., Fox, J. & Marra, P.P. (2013). Phenological matching across hemispheres in a longdistance migratory bird. *Divers. Distrib.* 19: 1008–1019.
- Rey, P.J. (1995). Spatio-temporal variation in fruit and frugivorous bird abundance in olive orchards. *Ecology*. 76:1625-1635
- Ricklefs, R.E., Relyea, R., Richter, C. & Ricklefs, R.E. (2008). *Ecology: The economy of nature*. New York Print. Pp-620

- Robel, R.J., Press, B.M., Henning, B.L., Johnson, K.W., Blocker, H.D. & Kemp, K.E. (1995). Nutrient and energetic characteristics of sweepnet-collected invertebrates. *Journal of Field Ornithology*. 66: 44-53
- Rojas, T.N., Gallo, M.C.F., Vergara-Tabares, D.L., Nazaro, M.G., Zampini, I.C., Isla, M.I. & Blendinger, P.G. (2019). Being popular or freak: how alien plants integrate into native plant-frugivore networks. *Biological Invasions*. 21: 2589-2598.
- Rosebrough, R.W. & McMurty, J.P. (1993). Protein and energy relations in the chicken. Effects of protein quantity and quality on metabolism. *British Journal of Nutrition*. 70: 667-678.
- Ruelas Inzunza, E., Goodrich, L.J. & Hoffman, S.W. (2010). Changes in migratory raptor populations in Veracruz, Mexico. *Acta Zoológica Mex.* 26: 495–525.
- Russel J. (2021). Russel88/MicEco (Version v0.9.14). Zenodo. Available from: <http://doi.org/10.5281/zenodo.4639787>
- Rzedowski, J. & Huerta, L. (1994). *Vegetación de México* (No. QK211. R93 1983). México: Limusa, Noriega Editores.
- Sajjad, A., Saeed, S., Ali, M., Khan, F. Z. A., Kwon, Y.J., & Devoto, M. (2017). Effect of temporal data aggregation on the perceived structure of a quantitative plant–floral visitor network. *Entomological Research*. 47: 380-387.
- Sale, P. F. (1974). Overlap in resource use, and interspecific competition. *Oecologia*. 17: 245-256.
- Sanz, J.J. (2001). Experimentally increased insectivorous bird density results in a reduction of caterpillar density and leaf damage to Pyrenean oak. *Ecol Res*. 16: 387-394.
- Saracco, J.F., Collazo, J.A., & Groom, M.J. (2004). How do frugivores track resources? Insights from spatial analyses of bird foraging in a tropical forest. *Oecologia*. 139: 235-245.
- Schleuning, M., Blüthgen, N., Flörchinger, M., Braun, J., Schaefer, H.M. & Böehning-Gaese, K. (2011). Specialization and interaction strength in a tropical plant-frugivore network differ among forest strata. *Ecology*. 92: 26-36.
- Schleuning, M., Freund, J., Schweiger, O., Welk, E., Albrecht, J., Albrecht, M., & Böehning-Gaese, K. (2016). Ecological networks are more sensitive to plant than to animal extinction under climate change. *Nature communications*. 7: 1-9.

-
- Schleuning, M., Fründ, J., Klein, A. M., Abrahamczyk, S., Alarcón, R., Albrecht, M. & Blüthgen, N. (2012). Specialization of mutualistic interaction networks decreases toward tropical latitudes. *Current biology*. 22: 1925-1931.
 - Schmaljohann, H. & Dierschke, V. (2005). Optimal bird migration and predation risk: a field experiment with northern wheatears *Oenanthe oenanthe*. *Journal of Animal Ecology*. 131-138.
 - Schoener, T.W. (1974). Resource partitioning in ecological communities. *Science*. 185: 27-39.
 - Schoener, T.W. (1982). The controversy over interspecific competition. *Amer. Sci.* 70: 586-595.
 - Schupp, E.W., Jordano, P., & Gómez, J.M. (2010). Seed dispersal effectiveness revisited: a conceptual review. *New phytologist*. 188: 333-353.
 - Schwarz, B., Vázquez, D.P., CaraDonna, P.J., Knight, T.M., Benadi, G., Dormann, C.F., & Fründ, J. (2020). Temporal scale-dependence of plant–pollinator networks. *Oikos*. 129: 1289-1302.
 - Scott, P.E., & Martin, R.F. (1984). Avian Consumers of *Bursera*, *Ficus*, and *Ehretia* Fruit in Yucatan. *Biotropica*. 16: 319-323
 - Scott, S.N., Clegg, S.M., Blomberg, S.P., Kikkawa, J. & Owens, I.P. (2003). Morphological shifts in island-dwelling birds: the roles of generalist foraging and niche expansion. *Evolution*. 57: 2147-2156.
 - Sears, A.L., Holt, R.D., & Polis, G.A. (2004). Feast and famine in food webs: the effects of pulsed productivity. *Food webs at the landscape level*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA. Pp: 359-386.
 - Sherry, T.W. & Holmes, R.T. (1996). Winter habitat quality, population limitation, and conservation of Neotropical-Nearctic migrant birds. *Ecology*. 77: 36-48.
 - Sherry, T.W. & Kent, C.M. (2022). Extensions and limitations of MacArthur (1958): A review of ecological and evolutionary approaches to competition and diet in the New World wood warblers (Parulidae). *Ornithol.* 139: ukac010.
 - Sherry, T.W., Johnson, M.D., Williams, K.A., Kaban, J.D., McAvoy, C.K., Hallauer, A.M., & Xu, S. (2016) Dietary opportunism, resource partitioning, and consumption of coffee berry borers by five species of migratory wood warblers (Parulidae) wintering in Jamaican shade coffee plantations. *Journal of Field Ornithology*. 87: 273-292.

-
- Sherry, T.W., Kent, C.M., Sánchez, N.V. & Şekercioğlu, Ç.H. (2020). Insectivorous birds in the Neotropics: Ecological radiations, specialization, and coexistence in species-rich communities. *Auk*. 137: ukaa049.
 - Sherry, T.W. (1984). Comparative dietary ecology of sympatric, insectivorous Neotropical flycatchers (Tyrannidae). *Ecological Monographs*. 54: 313-338.
 - Sherry, T.W. (1990). When are birds dietarily specialized? Distinguishing ecological from evolutionary approaches. *Studies in Avian Biology*. 13: 337-352.
 - Sherry, T.W., & Holmes, R.T. (1996). Winter habitat quality, population limitation, and conservation of Neotropical-Nearctic migrant birds. *Ecology*. 77: 36-48.
 - Sherry, T.W., Kent, C.M., Sánchez, N.V., & Şekercioğlu, Ç.H. (2020). Insectivorous birds in the Neotropics: Ecological radiations, specialization, and coexistence in species-rich communities. *The Auk*. 137: ukaa049.
 - Simons, D., Bairlein, F. (1990) Neue Aspekte zur zeitlichen Frugivorie der Gartengrasmücke *Sylvia borin*. *Journal of Ornithology*. 131: 381-401
 - Simons, T.R., Moore, F.R. & Gauthreaux, S.A. (2000). Mist netting trans-Gulf migrants at coastal stopover sites: the influence of spatial and temporal variability on capture data. *Studies in Avian Biology*. 29: 135–143.
 - Sipura, M. (1999). Tritrophic interactions: willows, herbivorous insects and insectivorous birds. *Oecologia*. 121: 537–545.
 - Smith, A.L. & Robertson, R.J. (2008). Seasonal changes to arthropod abundance in successional forests of the Yucatán Peninsula, with implications for overwintering forest birds. *Ornithology Neotropical*. 19: 81-95.
 - Smith, S.B. & McWilliams, S.R. (2009). Dietary macronutrients affect lipid metabolites and body composition of a migratory passerine, the white-throated sparrow (*Zonotrichia albicollis*). *Physiology and Biochemistry Zoology*. 82: 258–269.
 - Smith, J.A., Reitsma, L.R. & Marra, P.P. (2010). Moisture as a determinant of habitat quality for a nonbreeding Neotropical migratory songbird. *Ecology*. 91: 2874-2882.
 - Smith, S.B., McPherson, K.H., Backer, J.M., Pierce, B.J., Podlesak, D.W. & McWilliams, S.R. (2007). Fruit quality and consumption by songbirds during autumn migration. *The Wilson Journal of Ornithology*. 119: 419-428.
 - Snow, D.W. (1971). Evolutionary aspects of fruit-eating by birds. *Ibis*. 113: 194–202.
 - Song, C., Barabás, G., & Saavedra, S. (2019). On the consequences of the interdependence of stabilizing and equalizing mechanisms. *The American Naturalist*. 194: 627-639.

-
- Souza, C.S., Maruyama, P.K., Aoki, C., Sigrist, M.R., Raizer, J., Gross, C.L. & de Araujo, A.C. (2018). Temporal variation in plant–pollinator networks from seasonal tropical environments: higher specialization when resources are scarce. *Journal of Ecology*. 106: 2409-2420.
 - Stanley, C.Q., MacPherson, M., Fraser, K.C., McKinnon, E.A. & Stutchbury, B.J.M. (2012). Repeat tracking of individual songbirds reveals consistent migration timing but flexibility in route. *PLoS One*. 7: e40688.
 - Stewart, A.B. & Dudash, M.R. (2018). Foraging strategies of generalist and specialist Old World nectar bats in response to temporally variable floral resources. *Biotropica*. 50: 98-105.
 - Strong, A.M., Sherry, T.W. & Holmes, R.T. (2000). Bird predation on herbivorous insects: indirect effects on sugar maple saplings. *Oecologia*. 125: 370-379.
 - Strong, A.M. & T.W. Sherry. (2000). Habitat-specific effects of food abundance on the condition of ovenbirds wintering in Jamaica. *Journal of Animal Ecology*. 69: 883–895.
 - Studier, E.H., Keeler, J.O. & Sevick, S.H. (1991). Nutrient composition of caterpillars, pupae, cocoons and adults of the Eastern tent moth, *Malacosoma americanum* (Lepidoptera: Lasiocampidae). *Comparative Biochemistry and Physiology*. 100: 1041-1043.
 - Svanbäck, R., Bolnick, D.I., Jorgensen, S.E., & Fath, B.D. (2008). Food specialization. *Encyclopedia of ecology*. 2: 1636-1642.
 - Thébault, E. & Fontaine, C. (2010). Stability of ecological communities and the architecture of mutualistic and trophic networks. *Science*. 329: 853-856.
 - Thomas, D.K. (1979). Figs as food source of migrating garden warblers in southern Portugal. *Bird Study*. 26, 187-191.
 - Thompson, J.N. (2009). The coevolving web of life. *The American Naturalist*. 173: 125–140.
 - Traveset, A. & Richardson, D.M. (2006). Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. *Trends in ecology & evolution*. 21: 208-216.
 - Tvardikova, K. & Fuchs, R. (2010). Do birds behave according to dynamic risk assessment theory? A feeder experiment. *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 65: 727 –733.

- Twilley, R.R. (1998). Mangrove wetlands. In: Messina, M.G. & Conner, W.H. (eds). Southern forested wetlands. Ecology and management. Boca Raton: Lewis Publishers. pp: 445-473.
- Twilley, R.R. Lugo, A.L. & Patterson-Zucca, C. (1986). Litter production and turnover in basin mangrove forest in Southwest Florida. *Ecology*. 67: 670-683.
- Twilley, R.R. & Day, J.W. (1999). The productivity and nutrient cycling of mangrove ecosystem. In: Yanez-Arancibia, A. & Lara-Domínguez, A.L. (eds). Ecosistemas de manglar en América Tropical. Instituto de Ecología, A.C. México. UICN/ HORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD. Pp: 127-152.
- Twining, C.W., Brenna, J.T., Lawrence, P., Shipley, J.R., Tollefson, T.N. & Winkler D.W. (2016). Omega-3 long-chain polyunsaturated fatty acids support aerial insectivore performance more than food quantity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 113: 10920-10925.
- Twining, C.W., Brenna, J.T., Lawrence, P., Winkler, D.W., Flecker, A.S. & Hairston Jr.N.G. (2019). Aquatic and terrestrial resources are not nutritionally reciprocal for consumers. *Functional Ecology*. 33: 2042-2052.
- Twining, C.W., Shipley, J.R. & Winkler, D.W. (2018). Aquatic insects rich in omega-3 fatty acids drive breeding success in a widespread bird. *Ecology Letters*. 21: 1812-1820.
- Tylianakis, J.M., Didham, R.K., Bascompte, J. & Wardle, D.A. (2008). Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*. 11: 1351-136.
- Tylianakis, J.M., Tscharrntke, T. & Lewis, O.T. (2007). Habitat modification alters the structure of tropical host–parasitoid food webs. *Nature*. 445: 202-205.
- Valdez-Hernández, M., Andrade, J. L., Jackson, P.C. & Rebolledo-Vieyra, M. (2010). Phenology of five tree species of a tropical dry forest in Yucatan, México: effects of environmental and physiological factors. *Plant and soil*. 329: 155-171.
- Valdez-Hernández, M. (2015). Vegetative and reproductive plant phenology. In *Biodiversity and Conservation of the Yucatán Peninsula*. Springer, Cham. pp. 57-96
- Van Bael, S.A., Brawn, J.D. & Robinson, S.K. (2003). Birds defend trees from herbivores in a Neotropical forest canopy. *PNAS*. 100: 8304-8307.
- Van Bael, S.A. & Brawn, J.D. (2005). The direct and indirect effects of insectivory by birds in two contrasting Neotropical forests. *Oecologia*. 143: 106-116.

-
- Vázquez, D.P., Melián, C.J., Williams, N.M., Blüthgen, N., Krasnov, B.R. & Poulin, R. (2007). Species abundance and asymmetric interaction strength in ecological networks. *Oikos*. 116: 1120-1127
 - Vázquez, D.P., Blüthgen, N., Cagnolo, L. & Chacoff, N.P. (2009). Uniting pattern and process in plant–animal mutualistic networks: a review. *Annals of botany*. 103: 1445-1457.
 - Vidal, M.M., Hasui, E., Pizo, M.A., Tamashiro, J.Y., Silva, W.R., & Guimarães Jr, P. R. (2014). Frugivores at higher risk of extinction are the key elements of a mutualistic network. *Ecology*. 95: 3440-3447.
 - Vitz, A.C. & Rodewald, A.D. (2007). Vegetative and fruit resources as determinants of habitat use by mature-forest birds during the postbreeding period. *The Auk*. 124: 494-507.
 - Vizenin-Bugoni, J., Maruyama, P. K., de Souza, C. S., Ollerton, J., Rech, A. R. & Sazima, M. (2018). Plant-pollinator networks in the tropics: a review. *Ecological networks in the tropics*: 73-91.
 - Wallace, R.K. (1981). An assessment of diet-overlap indexes. *Trans American Fish Society*. 110: 72–76.
 - Warnock, N. (2010). Stopping vs. staging: the difference between a hop and a jump. *Journal of Avian Biology*. 41: 621–626.
 - Waser, N.M., Chittka, L., Price, M.V., Williams, N.M. & Ollerton, J. (1996). Generalization in pollination systems, and why it matters. *Ecology*. 77: 1043-1060.
 - Watt, J., Siniff, D.B. & Estes, J.A. (2000). Inter-decadal patterns of population and dietary change in sea otters at Amchitka Island, Alaska. *Oecologia*. 124:289–298.
 - Weber, T.P., Houston, A.I. & Ens, B.J. (1999). Consequences of habitat loss at migratory stopover sites: a theoretical investigation. *Journal of Avian Biology*. 416-426.
 - Weber, T.P., Ens, B.J. & Houston, A.I. (1998). Optimal avian migration: a dynamic model of fuel stores and site use. *Evolutionary Ecology*, 12: 377-401.
 - Wheelwright, N.T. (1985). Fruit-size, gape width, and the diets of fruit-eating birds. *Ecology*. 66: 808-818.
 - Whelan, C.J., Schmidt, K.A., Steele, B.B., Quinn, W.J. & Dilger, S. (1998). Are bird-consumed fruits complementary resources?. *Oikos*. 83: 195.
 - Wikelski, M., Hau, M. & Wingfield, J.C. (2000). Seasonality of reproduction in a neotropical rain forest bird. *Ecology*, 81: 2458-2472.

-
- Willig, M.R., Kaufman, D.M. & Stevens, R.D (2003). Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 273–309.
 - Willson, M.F., & Traveset, A. (2000). The ecology of seed dispersal. *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities.* 2: 85-110.
 - Winkler, H., & Leisler, B. (2005). To be a migrant. *Birds of two worlds.* 79-86.
 - Wolff, J. O. (1996). Population fluctuations of mast-eating rodents are correlated with production of acorns. *Journal of Mammalogy.* 77:850–856.
 - Yang, L. H. (2004). Periodical cicadas as resource pulses in North American forests. *Science.* 306:1565–1567
 - Yang, L.H., Bastow, J.L., Spence, K.O., & Wright, A.N. (2008). What can we learn from resource pulses. *Ecology.* 89: 621-634.
 - Young, B.E. (1994). The effects of food, nest predation and weather on the timing of breeding in tropical house wrens. *Condor.* 96: 341-353.
 - Young, K.A. (2004). Asymmetric competition, habitat selection, and niche overlap in juvenile salmonids. *Ecology.* 85: 134-149.
 - Zaldívar, J.A., Herrera, S.J., Tutela, H.C., Hernández, S.R., & Caamal, S.J. (2011). Manglares. *Biodiversidad y Desarrollo humano en Yucatán.* CICY, PNUD, CONABIO. México. PP: 138-139
 - Zamora Crescencio, P., García, Gil., G, Flores Guido, J.S, & Ortiz, J.J. (2008). Estructura y composición florística de la selva mediana subcaducifolia en el sur del estado de Yucatán, México. *Poli botánica.* 26:39-66.
 - Zenzal Jr, T.J., Ward, M.P., Diehl, R.H., Buler, J.J., Smolinsky, J., Deppe, J.L., & Moore, F.R. (2021). Retreat, detour or advance? Understanding the movements of birds confronting the Gulf of Mexico. *Oikos.* 130: 739-752.
 - Zhang, J.L. & Ma, K.P. (2014). spaa: An R package for computing species association and niche overlap. *Research Progress of Biodiversity Conservation in China (Volume X).* 165-174
 - Zhao, M., Peng, C., Xiang, W., Deng, X., Tian, D., Zhou, X., & Zhao, Z. (2013). Plant phenological modeling and its application in global climate change research: overview and future challenges. *Environmental Reviews.* 21: 1-14.
 - Zimmer, C., Boos, M., Poulin, N., Gosler, A., Petit, O. & Robin, J.P. (2011). Evidence of the trade-off between starvation and predation risks in ducks. *PLoS ONE.* 6: e22352.

ANEXO(S)

Tabla 1. Listado de especies de la Península de Yucatán y su fenología reproductiva a lo largo del año y que cuentan con registro de consumo por parte de aves residentes y migratorias (MacKinnon, 2010; Valdez-Hernández et al., 2010; Valdez-Hernández, 2015).

Nombre científico	Meses de Reproducción												Especies de aves que lo consumen	
	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Residentes	Migratorias
<i>Avicennia germinans</i>													si	si
<i>Sesuvium portulacastrum</i>													no	si
<i>Metopium brownei</i>													si	si
<i>Spondias mombin</i>													si	no
<i>Spondias purpurea</i>													si	no
<i>Annona reticulata</i>													si	si
<i>Thevetia peruviana</i>													si	no
<i>Plumeria rubra</i>													si	no
<i>Coccothrinax readii</i>													si	si
<i>Cocos nucifera</i>													si	no
<i>Pseudophoenix sargentii</i>													si	si
<i>Roystonea dunlapiana</i>													si	si
<i>Sabal mexicana</i>													si	si
<i>Sabal yapa</i>													si	si
<i>Thrinax radiata</i>													si	si
<i>Asclepias curassavica</i>													no	si
<i>Parthenium hysterophorus</i>													si	si
<i>Viguiera dentata</i>													si	si
<i>Arrabidaea floribunda</i>													si	no
<i>Cordia curassavica</i>													si	si
<i>Cordia dodecandra</i>													si	si
<i>Cordia sebestena</i>													si	si
<i>Ehretia tinifolia</i>													si	si
<i>Tournefortia glabra</i>													si	no
<i>Aechmea bracteata</i>													si	no
<i>Tillandsia brachycaulos</i>													si	no
<i>Bursera simaruba</i>													si	si
<i>Acanthocereus tetragonus</i>													si	no
<i>Hylocereus undatus</i>													si	no
<i>Opuntia stricta</i>													si	si
<i>Caesalpinia pulcherrima</i>													si	no
<i>Carica papaya</i>													si	no
<i>Jacaratia mexicana</i>													si	no
<i>Crossopetalum rhacoma</i>													si	no

<i>Terminalia buceras</i>		si	no
<i>Conocarpus erectus</i>		si	si
<i>Ipomoea tuxtlensis</i>		si	no
<i>Mormodica charantia</i>		si	no
<i>Sechium edule</i>		si	no
<i>Cyperus planifolius</i>		no	si
<i>Fimbristylis cymosa</i>		no	si
<i>Diospyros digyna</i>		si	no
<i>Diospyros tetrasperma</i>		si	no
<i>Rhizophora mangle</i>		si	no
<i>Croton flavens</i>		si	no
<i>Euphorbia personata</i>		si	no
<i>Euphorbia schlechtendalii</i>		si	no
<i>Ficus carica</i>		si	si
<i>Ricinus communis</i>		si	no
<i>Acacia cornigera</i>		si	no
<i>Caesalpinia vesicaria</i>		si	si
<i>Delonix regia</i>		si	no
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>		si	no
<i>Havardia albicans</i>		si	no
<i>Leucaena leucocephala</i>		si	no
<i>Lysiloma latisiliquum</i>		si	si
<i>Piscidia piscipula</i>		si	si
<i>Pithecellobium dulce</i>		si	si
<i>Pithecellobium keyense</i>		si	si
<i>Senegalia riparia</i>		si	no
<i>Sphinga platyloba</i>		si	no
<i>Swartzia cubensis</i>		si	no
<i>Tamarindus indica</i>		si	no
<i>Salvia coccinea</i>		si	si
<i>Terminalia catappa</i>		si	no
<i>Vitex gaumeri</i>		si	no
<i>Psittacanthus rhynchanthus</i>		si	no
<i>Bunchosia swartziana</i>		si	no
<i>Ceiba aesculifolia</i>		si	si
<i>Ceiba pentandra</i>		si	si
<i>Gossypium hirsutum</i>		si	no
<i>Guazuma ulmifolia</i>		si	si
<i>Hampea trilobata</i>		si	si
<i>Hibiscus clypeatus</i>		si	no
<i>Hibiscus rosa-sinensis</i>		si	no
<i>Luehea candida</i>		si	no
<i>Malvaviscus arboreus</i>		si	si

<i>Pseudobombax ellipticum</i>		si	no
<i>Trichilia hirta</i>		si	no
<i>Brosimum alicastrum</i>		si	si
<i>Dorstenia contrajerva</i>		si	no
<i>Ficus obtusifolia</i>		si	si
<i>Trophis racemosa</i>		si	no
<i>Muntingia calabura</i>		si	si
<i>Eugenia axillaris</i>		no	si
<i>Eugenia capuli</i>		si	no
<i>Pimienta dioica</i>		si	no
<i>Psidium guajava</i>		si	no
<i>Bougainvillea glabra</i>		si	si
<i>Neea psychotrioides</i>		si	no
<i>Vanilla planifolia</i>		si	no
<i>Passiflora foetida</i>		si	no
<i>Phyllanthus acidus</i>		si	no
<i>Phytolacca icosandra</i>		si	no
<i>Phytolacca thyrsoiflora</i>		si	no
<i>Rivina humilis</i>		si	no
<i>Cenchrus incertus</i>		no	si
<i>Lasiacis ruscifolia</i>		si	no
<i>Panicum amarum</i>		si	no
<i>Phragmites australis</i>		si	no
<i>Urochloa maxima</i>		si	si
<i>Urochloa fasciculata</i>		si	no
<i>Coccoloba spicata</i>		si	no
<i>Coccoloba uvifera</i>		si	si
<i>Talinum fruticosum</i>		si	no
<i>Punica granatum</i>		si	no
<i>Colubrina greggii</i>		si	no
<i>Karwinskia humboldtiana</i>		si	no
<i>Chiococca alba</i>		si	si
<i>Ernodea littoralis</i>		si	si
<i>Hamelia patens</i>		si	si
<i>Ixora macrothyrsa</i>		si	no
<i>Morinda citrifolia</i>		si	no
<i>Morinda royoc</i>		si	no
<i>Citrus sinensis</i>		si	no
<i>Muraya paniculata</i>		si	no
<i>Laetia thamnia</i>		si	no
<i>Zuelania guidonia</i>		si	no
<i>Casearia corymbosa</i>		si	no
<i>Melicoccus oliviformis</i>		si	si

<i>Ernodea littoralis</i>						si	si
<i>Chrysophyllum cainito</i>						si	no
<i>Chrysophyllum mexicanum</i>						si	no
<i>Manilkara zapota</i>						si	si
<i>Sideroxylon americanum</i>						si	si
<i>Sideroxylon foetidissimum</i>						si	si
<i>Russelia equisetifolia</i>						si	si
<i>Capsicum annuum</i>						si	no
<i>Cestrum nocturnum</i>						si	si
<i>Solanum campechiense</i>						si	no
<i>Solanum tridynamum</i>						si	no
<i>Bonellia albiflora</i>						si	no
<i>Bonellia macrocarpa</i>						si	no
<i>Celtis iguanaea</i>						no	si
<i>Trema micrantha</i>						si	si
<i>Cecropia peltata</i>						si	si
<i>Lantana involucrata</i>						si	si
<i>Stachytarpheta jamaicensis</i>						si	no
<i>Cissus trifoliata</i>						si	no

Table 2. List of migratory bird species and food items consumed for the two habitats and four study sites.

Habitat	Site	Order	Family	Genus	Species	Common name	Food item	Food type
Mangrove	Chuburna	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga ruticilla</i>	American Redstart	<i>Anisoscelis sp.</i>	animal
							<i>Camponotus mus</i>	animal
							<i>Disonycha sp2.</i>	animal
							<i>Nasutitermes corniger</i>	animal
Mangrove	Dzemul	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga ruticilla</i>	American Redstart	<i>Aphis sp.</i>	animal
							<i>Camponotus planatus</i>	animal
							<i>Nasutitermes corniger</i>	animal
Mangrove	Progreso	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga ruticilla</i>	American Redstart	<i>Aphis sp.</i>	animal
							<i>Thysanoptera sp.</i>	animal

Mangrove	Telchac	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga ruticilla</i>	American Redstart	<i>Aphis sp.</i>	animal
							<i>Chrysopidae sp.</i>	animal
							<i>Diachlorus ferrugatus</i>	animal
Mangrove	Chuburna	Passerines	Parulidae	Mniotilta	<i>Mniotilta varia</i>	Black-and-white Warbler	<i>Tetragnathida e sp.</i>	animal
							<i>Uloboridae sp.</i>	animal
Mangrove	Dzemul	Passerines	Parulidae	Mniotilta	<i>Mniotilta varia</i>	Black-and-white Warbler	<i>Aphis sp.</i>	animal
							<i>Nasutitermes corniger</i>	animal
Mangrove	Progreso	Passerines	Parulidae	Mniotilta	<i>Mniotilta varia</i>	Black-and-white Warbler	<i>Aphis sp.</i>	animal
							<i>Camponotus mus</i>	animal
							<i>Camponotus planatus</i>	animal
							<i>Camponotus sericeiventris</i>	animal
							<i>Coleoptera sp1. larva</i>	animal
							<i>Hesperiidae sp1.</i>	animal
							<i>Tetragnathida e sp.</i>	animal
Mangrove	Telchac	Passerines	Parulidae	Mniotilta	<i>Mniotilta varia</i>	Black-and-white Warbler	<i>Anisoscelis sp.</i>	animal
							<i>Camponotus planatus</i>	animal
							<i>Neoscona oaxacensis</i>	animal
							<i>Polybia sp.</i>	animal
							<i>Tetragnathida e sp.</i>	animal
							<i>Uloboridae sp.</i>	animal

Mangrove	Chuburna	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga virens</i>	Black-throated Green Warbler	<i>Cyperus ligularis</i>	vegetable
							<i>Megathyrus maximus</i>	vegetable
Mangrove	Progreso	Passerines	Parulidae	Geothlypis	<i>Geothlypis trichas</i>	Common Yellowthroat	<i>Argia sp.</i>	animal
							<i>Gerridae sp.</i>	animal
							<i>Neoscona oaxacensis</i>	animal
Mangrove	Telchac	Passerines	Parulidae	Geothlypis	<i>Geothlypis trichas</i>	Common Yellowthroat	<i>Aphis sp.</i>	animal
							<i>Argia sp.</i>	animal
							<i>Camponotus mus</i>	animal
							<i>Camponotus planatus</i>	animal
							<i>Diachlorus ferrugatus</i>	animal
							<i>Ischnura sp.</i>	animal
							<i>Leucage argyra</i>	animal
							<i>Opilion sp.</i>	animal
							<i>Trigonidiidae sp.</i>	animal
Mangrove	Telchac	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga citrina</i>	Hooded Warbler	<i>Aphis sp.</i>	animal
Mangrove	Progreso	Passerines	Cardinalidae	Passerina	<i>Passerina cyanea</i>	Indigo Bunting	<i>Cyperus ligularis</i>	vegetable
Mangrove	Dzemul	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga magnolia</i>	Magnolia Warbler	<i>Camponotus mus</i>	animal
							<i>Camponotus planatus</i>	animal
							<i>Geometridae sp1.</i>	animal
Mangrove	Chuburna	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga americana</i>	Northern Parula	<i>Aphis sp.</i>	animal
							<i>Camponotus mus</i>	animal
							<i>Camponotus planatus</i>	animal
							<i>Chrysopidae sp.</i>	animal

							<i>Coccinellidae</i> <i>sp2.</i>	animal
							<i>Geometridae</i> <i>sp1.</i>	animal
							<i>Monomorium</i> <i>sp1.</i>	animal
							<i>Neoscona</i> <i>oaxacensis</i>	animal
							<i>Tetragnathida</i> <i>e sp.</i>	animal
							<i>Uloboridae sp.</i>	animal
							<i>Megathyrus</i> <i>maximus</i>	vegetable
Mangrove	Dzemul	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga</i> <i>americana</i>	Northern Parula	<i>Argia sp.</i>	animal
							<i>Camponotus</i> <i>mus</i>	animal
							<i>Camponotus</i> <i>planatus</i>	animal
							<i>Cicadoidea sp.</i>	animal
							<i>Coleoptera</i> <i>sp1. larva</i>	animal
							<i>Salticidae sp2.</i>	animal
							<i>Tetragnathida</i> <i>e sp.</i>	animal
							<i>Uloboridae sp.</i>	animal
							<i>Sabal</i> <i>mexicana</i>	vegetable
Mangrove	Progreso	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga</i> <i>americana</i>	Northern Parula	<i>Aphis sp.</i>	animal
							<i>Camponotus</i> <i>planatus</i>	animal
							<i>Geometridae</i> <i>sp1.</i>	animal
							<i>Leucage</i> <i>argyra</i>	animal
							<i>Uloboridae sp.</i>	animal
							<i>Conocarpus</i> <i>erectus</i>	vegetable
							<i>Solanum</i> <i>donianum</i>	vegetable
Mangrove	Telchac	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga</i> <i>americana</i>	Northern Parula	<i>Aphis sp.</i>	animal

							<i>Nasutitermes corniger</i>	animal
							<i>Pseudomyrme x ferrugineus</i>	animal
							<i>Salticidae sp1.</i>	animal
							<i>Uloboridae sp.</i>	animal
Mangrove	Dzemul	Passerines	Parulidae	Parkesia	<i>Parkesia noveboracensis</i>	Northern Waterthrush	<i>Camponotus mus</i>	animal
							<i>Camponotus planatus</i>	animal
							<i>Diachlorus ferrugatus</i>	animal
							<i>Gerridae sp.</i>	animal
							<i>Leucage argyra</i>	animal
							<i>Neoscona oaxacensis</i>	animal
							<i>Opilion sp.</i>	animal
							<i>Peucetia viridans</i>	animal
							<i>Polybia sp.</i>	animal
							<i>Zelus sp1.</i>	animal
Mangrove	Progreso	Passerines	Parulidae	Parkesia	<i>Parkesia noveboracensis</i>	Northern Waterthrush	<i>Camponotus mus</i>	animal
							<i>Camponotus planatus</i>	animal
							<i>Gerridae sp.</i>	animal
							<i>Neoscona oaxacensis</i>	animal
							<i>Tetragnathida e sp.</i>	animal
Mangrove	Telchac	Passerines	Parulidae	Parkesia	<i>Parkesia noveboracensis</i>	Northern Waterthrush	<i>Aphis sp.</i>	animal
							<i>Camponotus mus</i>	animal
							<i>Diachlorus ferrugatus</i>	animal
							<i>Ischnura sp.</i>	animal
							<i>Peucetia viridans</i>	animal
							<i>Polybia sp.</i>	animal

							<i>Pseudoxiphoporus bima-</i> <i>horus bimaculatus</i>	animal
							<i>Tetragnathida</i> <i>e sp.</i>	animal
							<i>Uloboridae</i> sp.	animal
Mangrove	Progreso	Passerines	Cardinalidae	Passerina	<i>Passerina ciris</i>	Painted Bunting	<i>Cyperus entrerianus</i>	vegetable
							<i>Cyperus ligularis</i>	vegetable
							<i>Dicliptera sexangularis</i>	vegetable
Mangrove	Chuburna	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga palmarum</i>	Palm Warbler	<i>Acromyrmex</i> <i>sp.</i>	animal
							<i>Monomorium</i> <i>sp1.</i>	animal
							<i>Monomorium</i> <i>sp2.</i>	animal
							<i>Trigona fulviventris</i>	animal
							<i>Cyperus entrerianus</i>	vegetable
							<i>Cyperus ligularis</i>	vegetable
							<i>Megathyrus maximus</i>	vegetable
Mangrove	Dzemul	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga palmarum</i>	Palm Warbler	<i>Diptera</i> sp.	animal
							<i>Monomorium</i> <i>sp2.</i>	animal
							<i>Pheidole</i> sp1.	animal
							<i>Cyperus ligularis</i>	vegetable
Mangrove	Progreso	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga palmarum</i>	Palm Warbler	<i>Geometridae</i> <i>sp2.</i>	animal
							<i>Cyperus ligularis</i>	vegetable
							<i>Megathyrus maximus</i>	vegetable
Mangrove	Telchac	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga palmarum</i>	Palm Warbler	<i>Aphis</i> sp.	animal
							<i>Cyperus ligularis</i>	vegetable

Mangrove	Progreso	Passerines	Parulidae	Oreothlypis	<i>Oreothlypis peregrina</i>	Tennessee Warbler	<i>Aphis sp.</i>	animal
							<i>Chrysopidae sp.</i>	animal
							<i>Nasutitermes corniger</i>	animal
Mangrove	Telchac	Passerines	Parulidae	Oreothlypis	<i>Oreothlypis peregrina</i>	Tennessee Warbler	<i>Aphis sp.</i>	animal
							<i>Camponotus mus</i>	animal
							<i>Camponotus planatus</i>	animal
Mangrove	Chuburna	Passerines	Vireonidae	Vireo	<i>Vireo griseus</i>	White-eyed Vireo	<i>Trigonidiidae sp.</i>	animal
							<i>Cyperus ligularis</i>	vegetable
							<i>Megathyrsus maximus</i>	vegetable
Mangrove	Dzemul	Passerines	Vireonidae	Vireo	<i>Vireo griseus</i>	White-eyed Vireo	<i>Camponotus planatus</i>	animal
							<i>Piscidia piscipula</i>	vegetable
							<i>Sabal mexicana</i>	vegetable
Mangrove	Progreso	Passerines	Vireonidae	Vireo	<i>Vireo griseus</i>	White-eyed Vireo	<i>Aphis sp.</i>	animal
							<i>Chrysopidae sp.</i>	animal
Mangrove	Telchac	Passerines	Vireonidae	Vireo	<i>Vireo griseus</i>	White-eyed Vireo	<i>Lantana horrida</i>	vegetable
Mangrove	Dzemul	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga petechia</i>	Yellow Warbler	<i>Uloboridae sp.</i>	animal
							<i>Sabal mexicana</i>	vegetable
Mangrove	Chuburna	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga coronata</i>	Yellow-rumped Warbler	<i>Camponotus planatus</i>	animal
							<i>Tetragnathida e sp.</i>	animal
Mangrove	Progreso	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga coronata</i>	Yellow-rumped Warbler	<i>Geometridae sp1.</i>	animal
							<i>Leucage argyra</i>	animal

							<i>Monomorium sp3.</i>	animal
							<i>Cyperus ligularis</i>	vegetable
							<i>Megathyrsus maximus</i>	vegetable
Mangrove	Telchac	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga coronata</i>	Yellow-rumped Warbler	<i>Camponotus planatus</i>	animal
							<i>Geometridae sp1.</i>	animal
							<i>Peucetia viridans</i>	animal
							<i>Cyperus ligularis</i>	vegetable
							<i>Dactyloctenium aegyptium</i>	vegetable
Tropical Dry Forest	Chuburna	Passerines	Parulidae	Mniotilta	<i>Mniotilta varia</i>	Black-and-white Warbler	<i>Acromyrmex sp.</i>	animal
							<i>Coccinellidae sp1.</i>	animal
							<i>Coleoptera sp1. larva</i>	animal
							<i>Salticidae sp1.</i>	animal
							<i>Tetragnathidae sp.</i>	animal
							<i>Uloboridae sp.</i>	animal
Tropical Dry Forest	Progreso	Passerines	Parulidae	Mniotilta	<i>Mniotilta varia</i>	Black-and-white Warbler	<i>Coleoptera sp1. larva</i>	animal
							<i>Diptera sp2.</i>	animal
							<i>Salticidae sp1.</i>	animal
Tropical Dry Forest	Telchac	Passerines	Parulidae	Mniotilta	<i>Mniotilta varia</i>	Black-and-white Warbler	<i>Geometridae sp1.</i>	animal
Tropical Dry Forest	Chuburna	Passerines	Cardinalidae	Passerina	<i>Passerina ciris</i>	Painted Bunting	<i>Viguiera dentata</i>	vegetable
Tropical Dry Forest	Progreso	Passerines	Cardinalidae	Passerina	<i>Passerina ciris</i>	Painted Bunting	<i>Gymnopodium floribundum</i>	vegetable
							<i>Viguiera dentata</i>	vegetable
Tropical Dry Forest	Telchac	Passerines	Cardinalidae	Passerina	<i>Passerina ciris</i>	Painted Bunting	<i>Viguiera dentata</i>	vegetable

Tropical Dry Forest	Chuburna	Passerines	Cardinalidae	Passerina	<i>Passerina cyanea</i>	Passerina cyanea	<i>Megathyrus maximus</i>	vegetable
							<i>Piscidia piscipula</i>	vegetable
							<i>Viguiera dentata</i>	vegetable
Tropical Dry Forest	Dzemul	Passerines	Cardinalidae	Passerina	<i>Passerina cyanea</i>	Passerina cyanea	<i>Acacia cornigera</i>	vegetable
Tropical Dry Forest	Progreso	Passerines	Cardinalidae	Passerina	<i>Passerina cyanea</i>	Passerina cyanea	<i>Chiococca alba</i>	vegetable
							<i>Lasiacis divaricata</i>	vegetable
							<i>Megathyrus maximus</i>	vegetable
							<i>Viguiera dentata</i>	vegetable
Tropical Dry Forest	Telchac	Passerines	Cardinalidae	Passerina	<i>Passerina cyanea</i>	Passerina cyanea	<i>Viguiera dentata</i>	vegetable
Tropical Dry Forest	Chuburna	Passerines	Cardinalidae	Pheucticus	<i>Pheucticus ludovicianus</i>	Rose-breasted Grosbeak	<i>Piscidia piscipula</i>	vegetable
Tropical Dry Forest	Progreso	Passerines	Cardinalidae	Pheucticus	<i>Pheucticus ludovicianus</i>	Rose-breasted Grosbeak	<i>Bursera simaruba</i>	vegetable
							<i>Leucaena leucocephala</i>	vegetable
Tropical Dry Forest	Telchac	Passerines	Cardinalidae	Pheucticus	<i>Pheucticus ludovicianus</i>	Rose-breasted Grosbeak	<i>Viguiera dentata</i>	vegetable
Tropical Dry Forest	Chuburna	Passerines	Cardinalidae	Piranga	<i>Piranga rubra</i>	Summer Tanager	<i>Apis mellifera</i>	animal
							<i>Polybia sp.</i>	animal
							<i>Trigona fulviventris</i>	animal
							<i>Havardia albicans</i>	vegetable
Tropical Dry Forest	Dzemul	Passerines	Cardinalidae	Piranga	<i>Piranga rubra</i>	Summer Tanager	<i>Apis mellifera</i>	animal
							<i>Polybia sp.</i>	animal
							<i>Trigona fulviventris</i>	animal
Tropical Dry Forest	Progreso	Passerines	Cardinalidae	Piranga	<i>Piranga rubra</i>	Summer Tanager	<i>Apis mellifera</i>	animal
							<i>Polistes sp.</i>	animal

							<i>Polybia sp.</i>	animal
							<i>Trigona fulviventris</i>	animal
Tropical Dry Forest	Telchac	Passerines	Cardinalidae	Piranga	<i>Piranga rubra</i>	Summer Tanager	<i>Apis mellifera</i>	animal
							<i>Brachygastra mellifica</i>	animal
							<i>Polistes sp.</i>	animal
							<i>Polybia sp.</i>	animal
							<i>Trigona fulviventris</i>	animal
							<i>Zelus sp1.</i>	animal
							<i>Lysiloma latisiliquum</i>	vegetable
Tropical Dry Forest	Chuburna	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga americana</i>	Northern Parula	<i>Acromyrmex sp.</i>	animal
							<i>Aphis sp.</i>	animal
							<i>Chrysopidae sp.</i>	animal
							<i>Cicadoidea sp.</i>	animal
							<i>Salticidae sp1.</i>	animal
							<i>Tetragnathida e sp.</i>	animal
							<i>Trigona fulviventris</i>	animal
							<i>Senna racemosa</i>	vegetable
Tropical Dry Forest	Dzemul	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga americana</i>	Northern Parula	<i>Monomorium sp2.</i>	animal
							<i>Opilion sp.</i>	animal
							<i>Opilion sp.</i>	animal
							<i>Tetragnathida e sp.</i>	animal
							<i>Trigona fulviventris</i>	animal
							<i>Uloboridae sp.</i>	animal
							<i>Zelus sp2.</i>	animal
Tropical Dry Forest	Telchac	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga citrina</i>	Hooded Warbler	<i>Acromyrmex sp.</i>	animal
							<i>Salticidae sp1.</i>	animal
Tropical Dry Forest	Chuburna	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga coronata</i>	Yellow-rumped Warbler	<i>Monomorium sp1.</i>	animal

							<i>Dactyloctenium aegyptium</i>	vegetable
Tropical Dry Forest	Dzemul	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga coronata</i>	Yellow-rumped Warbler	<i>Polybia sp.</i>	animal
Tropical Dry Forest	Progreso	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga coronata</i>	Yellow-rumped Warbler	<i>Monomorium sp2.</i>	animal
							<i>Gymnopodium floribundum</i>	vegetable
Tropical Dry Forest	Chuburna	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga dominica</i>	Yellow-throated Warbler	<i>Brachygastra mellifica</i>	animal
							<i>Monomorium sp1.</i>	animal
							<i>Acacia pennatula</i>	vegetable
							<i>Dactyloctenium aegyptium</i>	vegetable
Tropical Dry Forest	Dzemul	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga dominica</i>	Yellow-throated Warbler	<i>Coccinellidae sp2.</i>	animal
							<i>Ceiba pentandra</i>	vegetable
Tropical Dry Forest	Progreso	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga dominica</i>	Yellow-throated Warbler	<i>Acromyrmex sp.</i>	animal
							<i>Coleoptera sp1. larva</i>	animal
							<i>Geometridae sp1.</i>	animal
							<i>Salticidae sp1.</i>	animal
Tropical Dry Forest	Telchac	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga dominica</i>	Yellow-throated Warbler	<i>Hesperiidae sp1.</i>	animal
Tropical Dry Forest	Dzemul	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga magnolia</i>	Magnolia Warbler	<i>Geometridae sp1.</i>	animal
Tropical Dry Forest	Telchac	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga palmarum</i>	Palm Warbler	<i>Chiococca alba</i>	vegetable
Tropical Dry Forest	Chuburna	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga ruticilla</i>	American Redstart	<i>Uloboridae sp.</i>	animal
Tropical Dry Forest	Dzemul	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga ruticilla</i>	American Redstart	<i>Pseudomyrme x ferrugineus</i>	animal

Tropical Dry Forest	Telchac	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga ruticilla</i>	American Redstart	<i>Acromyrmex sp.</i>	animal
							<i>Brachygastra mellifica</i>	animal
							<i>Geometridae sp1.</i>	animal
							<i>Melipona sp.</i>	animal
							<i>Neoscona oaxacensis</i>	animal
							<i>Salticidae sp1.</i>	animal
<i>Tetragnathida e sp.</i>	animal							
Tropical Dry Forest	Chuburna	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga virens</i>	Black-throated Green Warbler	<i>Formicidae sp1. larva</i>	animal
							<i>Opilion sp.</i>	animal
							<i>Peucetia viridans</i>	animal
							<i>Uloboridae sp.</i>	animal
Tropical Dry Forest	Dzemul	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga virens</i>	Black-throated Green Warbler	<i>Aphis sp.</i>	animal
							<i>Monomorium sp2.</i>	animal
							<i>Uloboridae sp.</i>	animal
Tropical Dry Forest	Progreso	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga virens</i>	Black-throated Green Warbler	<i>Melipona sp.</i>	animal
							<i>Trigona fulviventris</i>	animal
Tropical Dry Forest	Telchac	Passerines	Parulidae	Setophaga	<i>Setophaga virens</i>	Black-throated Green Warbler	<i>Acromyrmex sp.</i>	animal
							<i>Aphis sp.</i>	animal
							<i>Brachygastra mellifica</i>	animal
							<i>Diptera sp.</i>	animal
							<i>Geometridae sp1.</i>	animal

							<i>Geometridae</i> <i>sp2.</i>	animal
							<i>Monomorium</i> <i>sp2.</i>	animal
							<i>Opilion sp.</i>	animal
							<i>Peucetia</i> <i>viridans</i>	animal
							<i>Tetragnathida</i> <i>e sp.</i>	animal
							<i>Thysanoptera</i> <i>sp.</i>	animal
							<i>Uloboridae sp.</i>	animal
Tropical Dry Forest	Chuburna	Piciformes	Picidae	Sphyrapicus	<i>Sphyrapicus varius</i>	Yellow-bellied Sapsucker	<i>Formicidade</i> <i>sp1. larva</i>	animal
Tropical Dry Forest	Telchac	Piciformes	Picidae	Sphyrapicus	<i>Sphyrapicus varius</i>	Yellow-bellied Sapsucker	<i>Formicidade</i> <i>sp1. larva</i>	animal
Tropical Dry Forest	Chuburna	Passerines	Vireonidae	Vireo	<i>Vireo griseus</i>	White-eyed Vireo	<i>Brachygastra mellifica</i>	animal
							<i>Chrysopidae</i> <i>sp.</i>	animal
							<i>Coleoptera</i> <i>sp1. larva</i>	animal
							<i>Disonycha</i> <i>sp1.</i>	animal
							<i>Opilion sp.</i>	animal
							<i>Polybia sp.</i>	animal
							<i>Trigona</i> <i>fulviventris</i>	animal
							<i>Uloboridae sp.</i>	animal
							<i>Bursera</i> <i>simaruba</i>	vegetable
							<i>Gymnopodium</i> <i>floribundum</i>	vegetable
							<i>Lysiloma</i> <i>latisiliquum</i>	vegetable
							<i>Megathyrsus</i> <i>maximus</i>	vegetable
							<i>Piscidia</i> <i>piscipula</i>	vegetable
Tropical Dry Forest	Dzemul	Passerines	Vireonidae	Vireo	<i>Vireo griseus</i>	White-eyed Vireo	<i>Monomorium</i> <i>sp2.</i>	animal
							<i>Uloboridae sp.</i>	animal

							<i>Bursera simaruba</i>	vegetable
							<i>Erythrina standleyana</i>	vegetable
							<i>Podopterus mexicanus</i>	vegetable
Tropical Dry Forest	Progreso	Passerines	Vireonidae	Vireo	<i>Vireo griseus</i>	White-eyed Vireo	<i>Geometridae sp1.</i>	animal
							<i>Peucetia viridans</i>	animal
							<i>Polybia sp.</i>	animal
							<i>Salticidae sp1.</i>	animal
							<i>Trigona fulviventris</i>	animal
							<i>Uloboridae sp.</i>	animal
							<i>Bursera simaruba</i>	vegetable
Tropical Dry Forest	Telchac	Passerines	Vireonidae	Vireo	<i>Vireo griseus</i>	White-eyed Vireo	<i>Brachygastra mellifica</i>	animal
							<i>Chrysopidae sp.</i>	animal
							<i>Coleoptera sp1. larva</i>	animal
							<i>Ischnura sp.</i>	animal
							<i>Monomorium sp2.</i>	animal
							<i>Polybia sp.</i>	animal
							<i>Uloboridae sp.</i>	animal
							<i>Bursera simaruba</i>	vegetable
							<i>Chiococca alba</i>	vegetable
							<i>Gymnopodium floribundum</i>	vegetable
							<i>Havardia albicans</i>	vegetable
							<i>Ipomoea splendor sylvae</i>	vegetable
							<i>Lasiacis divaricata</i>	vegetable
							<i>Piscidia piscipula</i>	vegetable

Tabla 3. Modelos utilizados para explorar la relación entre las diferentes métricas con la abundancia de frutos y diversidad de plantas.

Índices a nivel de especie	Temporada	Modelo
Grado	Primavera	Poisson ($\alpha + \alpha_{\text{sitio}} + \alpha_{\text{especie}} + \beta_1(\text{estatus}) + \beta_2(\text{hábitat}) + \beta_3(\text{índice de frutos}) + \beta_4(\text{hábitat} \times \text{índice de frutos}) + \beta_5(\text{estatus} \times \text{índice de frutos}) + \beta_6(\text{hábitat} \times \text{estatus} \times \text{índice de frutos}) \lambda$)
Grado	Verano	Poisson($\alpha + \alpha_{\text{sitio}} + \alpha_{\text{especie}} + \beta_1(\text{hábitat}) + \beta_2(\text{índice de frutos}) + \beta_3(\text{hábitat} \times \text{índice de frutos}) \lambda$)
Grado	otoño	Poisson ($\alpha + \alpha_{\text{sitio}} + \alpha_{\text{especie}} + \beta_1(\text{estatus}) + \beta_2(\text{hábitat}) + \beta_3(\text{índice de frutos}) + \beta_4(\text{hábitat} \times \text{índice de frutos}) + \beta_5(\text{estatus} \times \text{índice de frutos}) + \beta_6(\text{hábitat} \times \text{estatus} \times \text{índice de frutos}) \lambda$)
Grado	invierno	Poisson ($\alpha + \alpha_{\text{sitio}} + \alpha_{\text{especie}} + \beta_1(\text{estatus}) + \beta_2(\text{hábitat}) + \beta_3(\text{índice de frutos}) + \beta_4(\text{hábitat} \times \text{índice de frutos}) + \beta_5(\text{estatus} \times \text{índice de frutos}) + \beta_6(\text{hábitat} \times \text{estatus} \times \text{índice de frutos}) \lambda$)
Especialización (d)	Primavera	Normal ($\alpha + \alpha_{\text{sitio}} + \alpha_{\text{especie}} + \beta_1(\text{estatus}) + \beta_2(\text{hábitat}) + \beta_3(\text{índice de frutos}) + \beta_4(\text{hábitat} \times \text{índice de frutos}) + \beta_5(\text{estatus} \times \text{índice de frutos}) + \beta_6(\text{hábitat} \times \text{estatus} \times \text{índice de frutos}) \sigma^2$)
Especialización (d)	Verano	Normal ($\alpha + \alpha_{\text{sitio}} + \alpha_{\text{especie}} + \beta_1(\text{hábitat}) + \beta_2(\text{índice de frutos}) + \beta_3(\text{hábitat} \times \text{índice de frutos}) + \text{aleatorio (sitio)} \sigma^2$)
Especialización (d)	otoño	Normal ($\alpha + \alpha_{\text{sitio}} + \alpha_{\text{especie}} + \beta_1(\text{estatus}) + \beta_2(\text{hábitat}) + \beta_3(\text{índice de frutos}) + \beta_4(\text{hábitat} \times \text{índice de frutos}) + \beta_5(\text{estatus} \times \text{índice de frutos}) + \beta_6(\text{hábitat} \times \text{estatus} \times \text{índice de frutos}) + \text{aleatorio (sitio)} \sigma^2$)
Especialización (d)	invierno	Normal ($\alpha + \alpha_{\text{sitio}} + \alpha_{\text{especie}} + \beta_1(\text{estatus}) + \beta_2(\text{hábitat}) + \beta_3(\text{índice de frutos}) + \beta_4(\text{hábitat} \times \text{índice de frutos}) + \beta_5(\text{estatus} \times \text{índice de frutos}) + \beta_6(\text{hábitat} \times \text{estatus} \times \text{índice de frutos}) + \text{aleatorio (sitio)} \sigma^2$)
Índices a nivel de red		
Anidamiento (WNODF)		Normal ($\alpha + \alpha_{\text{sitio}} + \beta_1(\text{temporada}) + \beta_2(\text{hábitat}) + \beta_3(\text{índice de frutos}) + \beta_4(\text{temporada} \times \text{índice de frutos}) + \beta_5(\text{hábitat} \times \text{índice de frutos}) + \beta_6(\text{temporada} \times \text{hábitat} \times \text{índice de frutos}), \sigma^2$)
Modularidad (M)		Normal ($\alpha + \alpha_{\text{sitio}} + \beta_1(\text{temporada}) + \beta_2(\text{hábitat}) + \beta_3(\text{índice de frutos}) + \beta_4(\text{temporada} \times \text{índice de frutos}) + \beta_5(\text{hábitat} \times \text{índice de frutos}) + \beta_6(\text{temporada} \times \text{hábitat} \times \text{índice de frutos}) \sigma^2$)

Especialización (H ₂)	Normal ($\alpha + \alpha_{\text{sitio}} + \beta_1(\text{temporada}) + \beta_2(\text{hábitat}) + \beta_3(\text{índice de frutos}) + \beta_4(\text{temporada} \times \text{índice de frutos}) + \beta_5(\text{hábitat} \times \text{índice de frutos}) + \beta_6(\text{temporada} \times \text{hábitat} \times \text{índice de frutos}) \sigma^2$)
Índices de traslape de dieta (Pianka)	
Residente-Residente	Normal ($\alpha + \alpha_{\text{sitio}} + \beta_1(\text{temporada}) + \beta_2(\text{hábitat}) + \beta_3(\text{índice de frutos}) + \beta_4(\text{temporada} \times \text{índice de frutos}) + \beta_5(\text{hábitat} \times \text{índice de frutos}) + \beta_6(\text{temporada} \times \text{hábitat} \times \text{índice de frutos}) \sigma^2$)
Migratoria-Migratoria	Normal ($\alpha + \alpha_{\text{sitio}} + \beta_1(\text{temporada}) + \beta_2(\text{hábitat}) + \beta_3(\text{índice de frutos}) + \beta_4(\text{temporada} \times \text{índice de frutos}) + \beta_5(\text{hábitat} \times \text{índice de frutos}) + \beta_6(\text{temporada} \times \text{hábitat} \times \text{índice de frutos}) \sigma^2$)
Residente-Migratoria	Normal ($\alpha + \alpha_{\text{sitio}} + \beta_1(\text{temporada}) + \beta_2(\text{hábitat}) + \beta_3(\text{índice de frutos}) + \beta_4(\text{temporada} \times \text{índice de frutos}) + \beta_5(\text{hábitat} \times \text{índice de frutos}) + \beta_6(\text{temporada} \times \text{hábitat} \times \text{índice de frutos}) \sigma^2$)

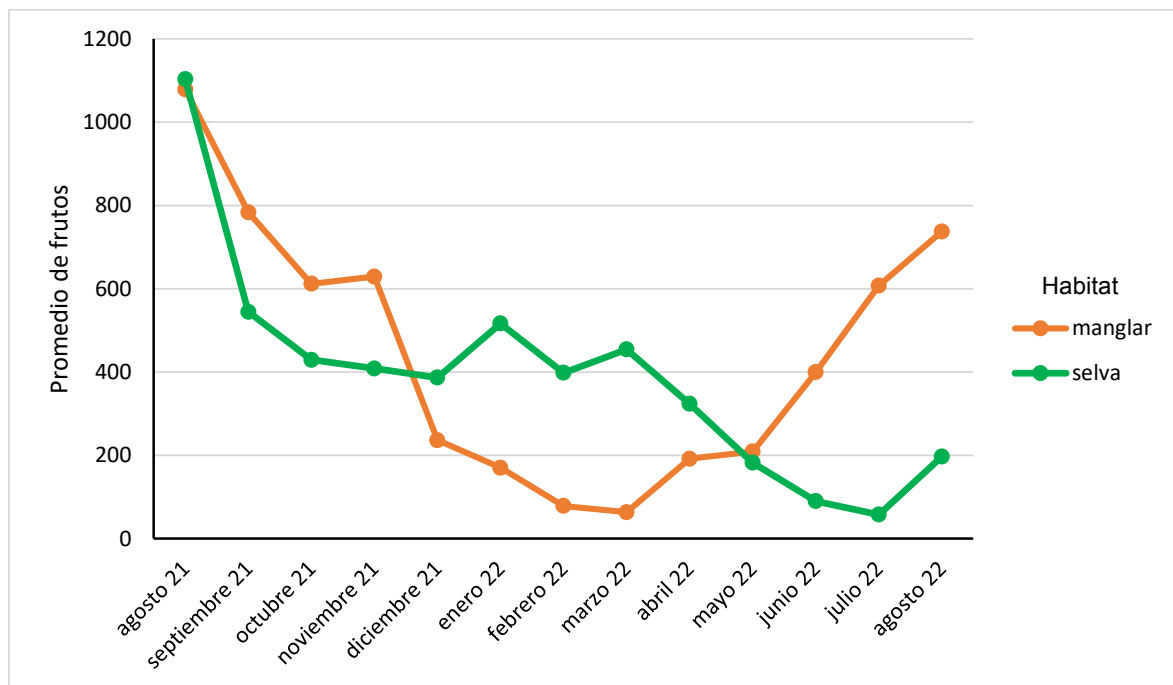


Figura 1. Patrones anuales del promedio de frutos en ambos hábitats.

Tabla 4. Resultados de los modelos para evaluar la relación entre el índice de abundancia de frutos con el grado para cada temporada del año. Codigos de significancia: 0= ****, 0.001= *** 0.01=**, 0.05= *

Modelos de abundancia de frutos	Factores fijos	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
	Intercepto	2.58±1.01**	1.58±0.28****	1.70±0.76**	0.67±0.44
	Estatus				
	Residente	-0.15±1.21		-1.35±0.90	0.20±0.59
	Hábitat				
	Selva baja caducifolia	-1.36±1.83	0.67±0.35*	1.58±1.38	0.96±1.04
	Promedio de índice de frutos	-0.65±0.49	-0.24±0.09	-0.19±0.24**	0.12±0.16
	Hábitat x Promedio de índice de frutos				
	Selva baja caducifolia x Promedio de índice de frutos	0.61±0.75	-0.20±0.13	-0.63±0.47	-0.31±0.37
	Estatus x Promedio de índice de frutos				
	Residente x Promedio de índice de frutos	0.15±0.58		0.29±0.29	-0.24±0.22
	Estatus x Hábitat				
	Residente x Selva baja caducifolia	-0.10±1.78		0.53±1.54	-1.47±1.34
	Estatus x Hábitat x Promedio de índice de frutos				
	Residente x Selva baja caducifolia x promedio de índice de frutos	0.11±0.74		-0.07±0.52	0.57±0.48
	Factores aleatorios				
	Especie	0.01±0.11	0.05±0.23	0.03±0.19	0.03±0.18
	Sitio	0.008±0.09	0.04±0.20	0.003±0.05	0.01±0.10
	R²	0.14	0.25	0.15	0.16

Tabla 5. Resultados de los modelos para evaluar la relación entre el índice de abundancia de frutos con el índice de especialización (d) para cada temporada del año. Codigos de significancia: 0= ****, 0.001= *** 0.01=**, 0.05= *

Modelos de abundancia de frutos	Factores fijos	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
	Intercepto	0.23±0.34	0.44±0.07	0.50±0.26	0.66±0.14
	Estatus				
	Residente	1.06±0.39		0.18±0.29	-0.09±0.18
	Hábitat				
	Selva baja caducifolia	0.35±0.59	0.02±0.10	-0.47±0.42	0.13±0.36
	Promedio de índice de frutos	0.16±0.16	0.07±0.02	0.02±0.08	-0.003±0.05
	Hábitat x Promedio de índice de frutos				
	Selva baja caducifolia x Promedio de índice de frutos	-0.13±0.24	-0.01±0.03	0.20±0.14	-0.04±0.12
	Estatus x Promedio de índice de frutos				
	Residente x Promedio de índice de frutos	-0.42±0.18		-0.03±0.09	0.07±0.06
	Estatus x Hábitat				
	Residente x Selva baja caducifolia	-0.85±0.58		0.33±0.46	-0.34±0.43
	Estatus x Hábitat x Promedio de índice de frutos				
	Residente x Selva baja caducifolia x promedio de índice de frutos	0.35±0.24		-0.14±0.15	0.10±0.15
	Factores aleatorios				
	Especie	0.10±0.10	0.008±0.09	0.01±0.01	0.004±0.06
	Sitio	0.0007±0.02	0.002±0.05	0.002±0.05	0.005±0.07
	R²	0.29	0.30	0.28	0.23

Tabla 6. Resultados de los modelos para evaluar la relación entre el índice de abundancia de frutos con los tres índices a nivel de red. Codigos de significancia: 0= ****, 0.001= *** 0.01=**, 0.05= *

Variable	Anidamiento (NODF)	Modularidad (M)	Especialización (H2)
Modelos de abundancia de frutos			
Fatores fijos			
Intercepto	1.59±3.87	0.65±0.11	0.66±0.13
Temporada			
Otoño	7.00±6.57	-0.13±0.19	-0.33±0.22
Primavera	5.97±6.36	-0.17±0.18	-0.11±0.21
Verano	9.68±5.08	-0.29±2.14	-0.37±0.17
Hábitat			
Selva baja caducifolia	8.72±10.16	0.18±0.29	-0.40±0.34
Promedio de índice de frutos	0.94±1.50	0.007±0.04	0.01±0.05
Temporada x Promedio de índice de frutos			
Otoño x Promedio de índice de frutos	-1.93±2.26	0.02±0.06	0.08±0.07
Primavera x Promedio de índice de frutos	-2.11±2.78	0.06±0.08	0.04±0.09
Verano x Promedio de índice de frutos	-3.04±1.89	0.07±0.05	0.11±0.06
Hábitat x Promedio de índice de frutos			
Selva baja caducifolia x Promedio de índice de frutos	-3.23±3.59	-0.06±0.10	0.13±0.12
Temporada x Hábitat			
Otoño x Selva baja caducifolia	-3.52±12.60	-0.25±0.36	0.42±0.42
Primavera x Selva baja caducifolia	-24.83±16.27	0.73±0.47	0.85±0.54
Verano x Selva baja caducifolia	-9.35±11.07	-0.10±0.32	0.50±0.37
Temporada x Hábitat x Promedio de índice de frutos			
Otoño x Selva baja caducifolia x Promedio de índice de frutos	0.69±4.35	0.10±0.12	-0.11±0.14
Primavera x Selva baja caducifolia x Promedio de índice de frutos	8.90±5.91	-0.27±0.17	-0.31±0.19
Verano x Selva baja caducifolia x Promedio de índice de frutos	3.30±3.95	0.03±0.11	-0.17±0.13
Fatores aleatorios			
Sitio	0.45±0.67	0.0006±0.02	0.002±0.04
R²	0.17	0.28	0.35

Tabla 7. Resultados de los modelos para evaluar la relación entre el índice de abundancia de frutos con el traslape de la dieta entre especies residentes, migratorias y entre residentes y migratorias. Codigos de significancia: 0= ****, 0.001= *** 0.01=**, 0.05= *

	Variable	Traslape Residente-Residente	Traslape Migratoria-Migratoria	Traslape Residente-Migratoria
Modelos de abundancia de frutos	Factores fijos			
	Intercepto	0.22±0.07	0.17±0.12	0.14±0.05
	Temporada			
	Otoño	-0.15±0.11	-0.86±0.33	-0.05±0.10
	Primavera	-0.30±0.11	0.81±0.29	0.07±0.11
	Verano	-0.01±0.08		
	Hábitat			
	Selva baja caducifolia	-0.21±0.15	-0.21±0.30	0.01±0.12
	Promedio de índice de frutos	-0.06±0.02	-0.006±0.04	-0.02±0.02
	Temporada x Promedio de índice de frutos			
	Otoño x Promedio de índice de frutos	0.07±0.03	0.29±0.11	0.02±0.03
	Primavera x Promedio de índice de frutos	0.13±0.04	-0.35±0.13	-0.03±0.05
	Verano x Promedio de índice de frutos	0.03±0.03		
	Hábitat x Promedio de índice de frutos			
	Selva baja caducifolia x Promedio de índice de frutos	0.08±0.05	0.06±0.10	0.004±0.04
	Temporada x Hábitat			
	Otoño x Selva baja caducifolia	0.26±0.18	1.33±0.51	-0.08±0.18
	Primavera x Selva baja caducifolia	0.07±0.21	-0.78±0.50	-0.22±0.20
	Verano x Selva baja caducifolia	0.14±0.16		
	Temporada x Hábitat x Promedio de índice de frutos			
	Otoño x Selva baja caducifolia x Promedio de índice de frutos	-0.10±0.06	-0.46±0.17	-0.03±0.06
	Primavera x Selva baja caducifolia x Promedio de índice de frutos	-0.04±0.08	0.34±0.19	0.09±0.07
	Verano x Selva baja caducifolia x Promedio de índice de frutos	0.06±0.05		
Factores aleatorios				
Sitio	0.0003±0.01	0.0004±0.02	0.0003±0.01	
R²	0.01	0.04	0.01	

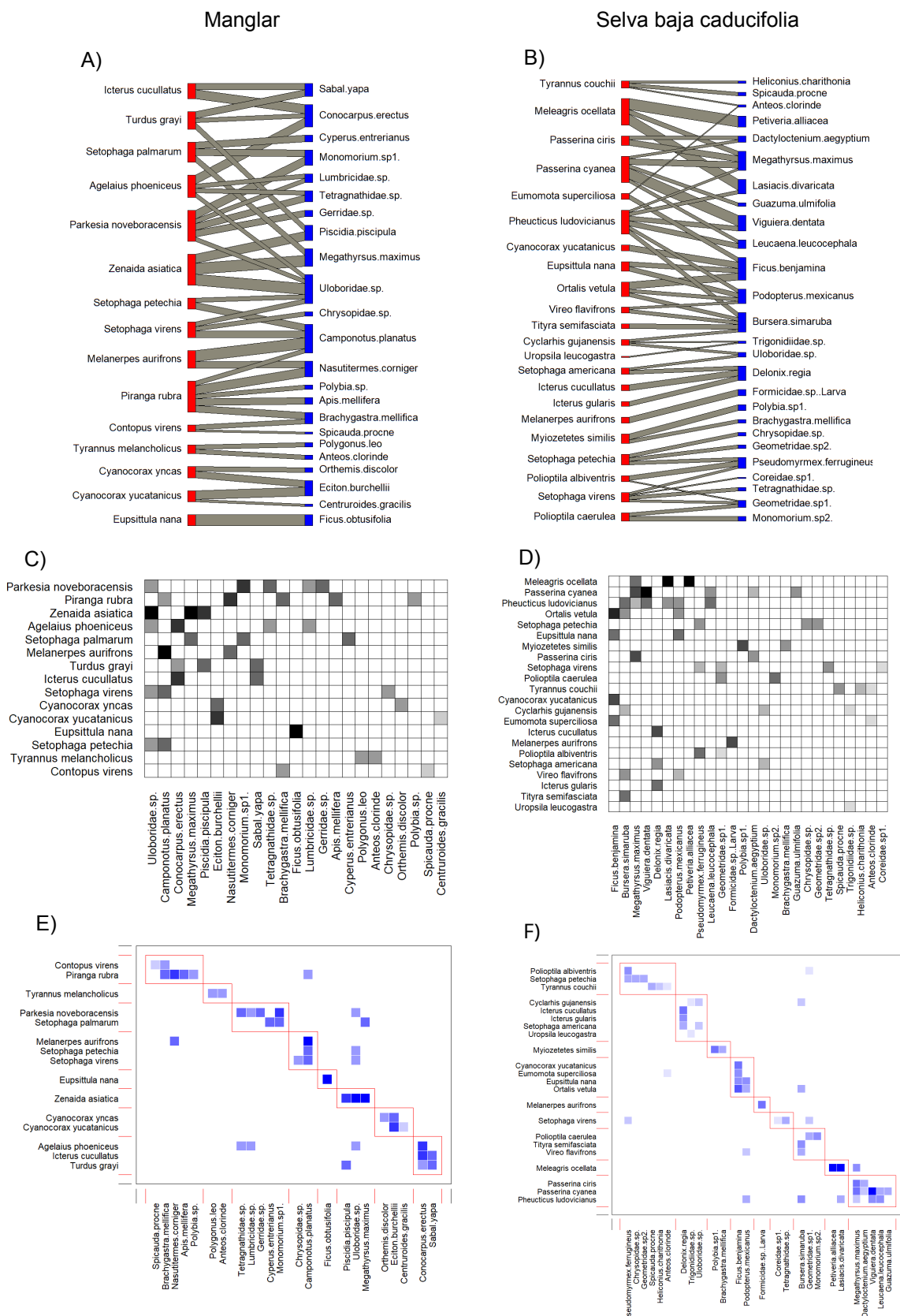


Figura 2. Ejemplos de redes de interacción durante la temporada de primavera (abril 2022) para ambos sitios de Dzemul, A) manglar y B) selva baja caducifolia. Visualización de cuadrícula de las redes de interacción para el C) manglar y D) selva baja caducifolia. módulos encontrados en las redes de interacción E) manglar y F) selva baja caducifolia.

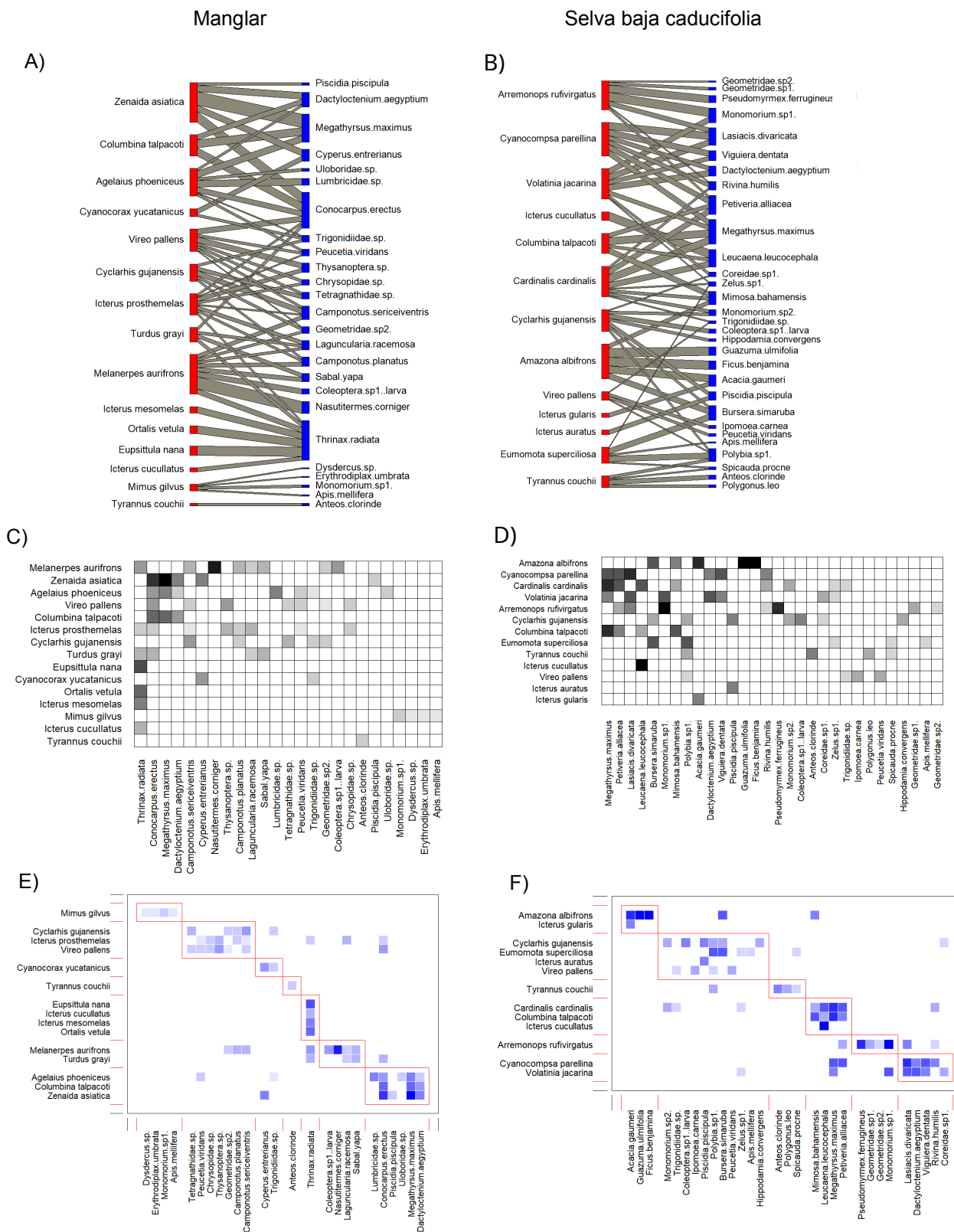


Figura 3. Ejemplos de redes de interacción durante la temporada de verano (julio 2022) para ambos sitios de Dzemu, A) manglar y B) selva baja caducifolia. Visualización de cuadrícula de las redes de interacción para el C) manglar y D) selva baja caducifolia. módulos encontrados en las redes de interacción E) manglar y F) selva baja caducifolia.

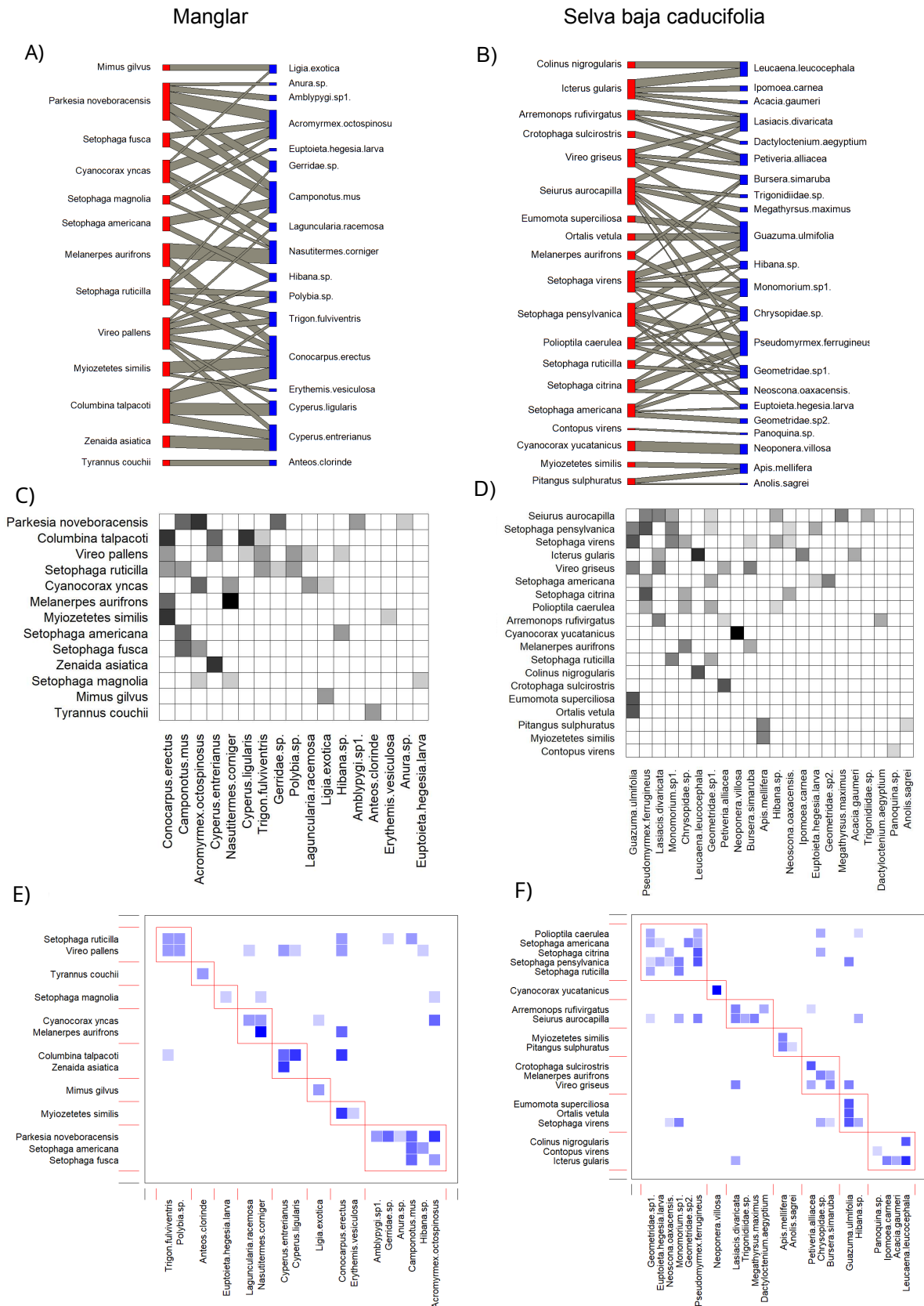


Figura 4. Ejemplos de redes de interacción durante la temporada de otoño (octubre 2021) para ambos sitios de Dzemul, A) manglar y B) selva baja caducifolia. Visualización de cuadrícula de las redes de interacción para el C) manglar y D) selva baja caducifolia. módulos encontrados en las redes de interacción E) manglar y F) selva baja caducifolia.

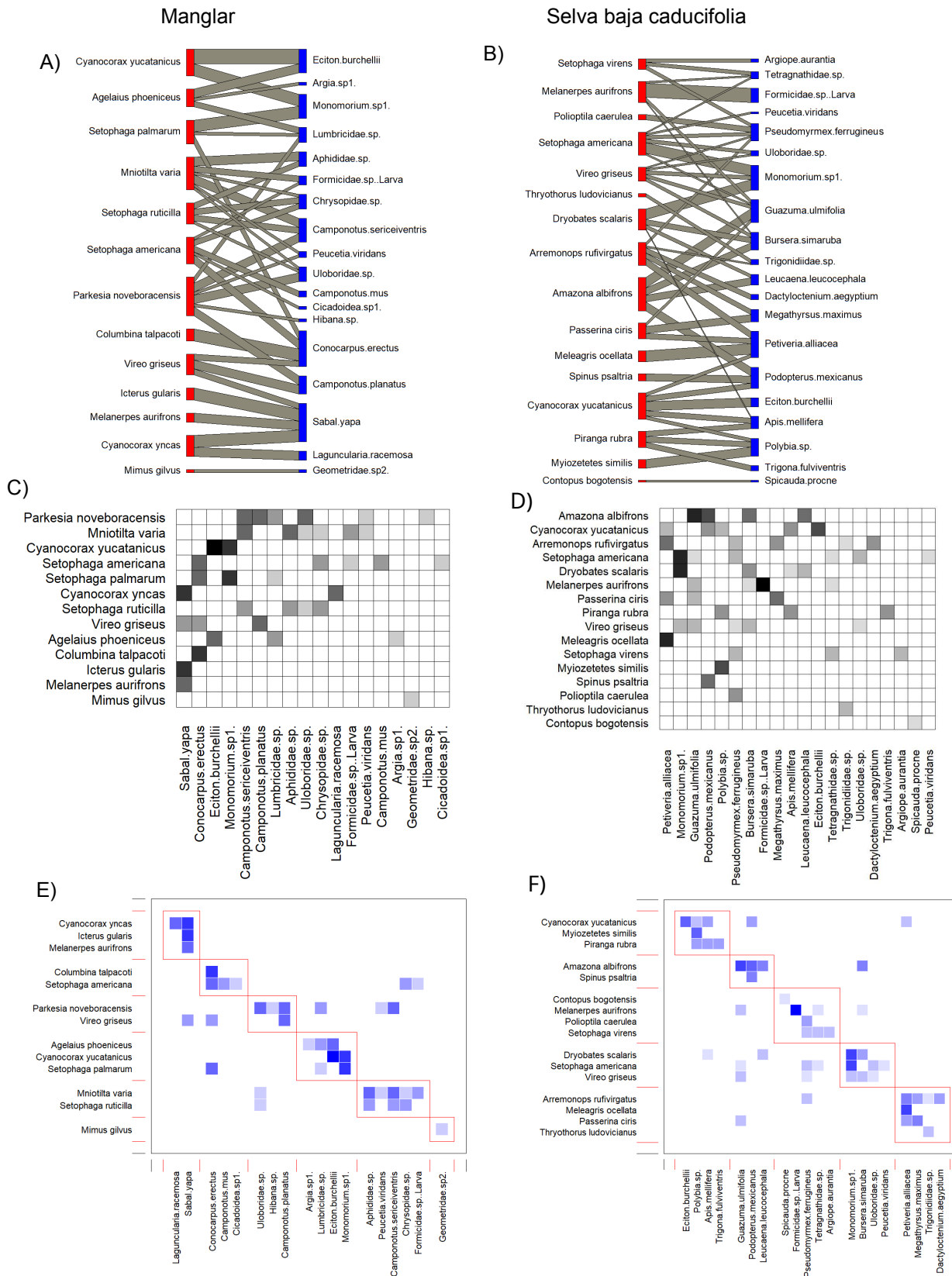


Figura 5. Ejemplos de redes de interacción durante la temporada de invierno (enero 2022) para ambos sitios de Dzemu, A) manglar y B) selva baja caducifolia. Visualización de cuadrícula de las redes de interacción para el C) manglar y D) selva baja caducifolia. módulos encontrados en las redes de interacción E) manglar y F) selva baja caducifolia.