



# **EL COLEGIO DE LA FRONTERA SUR**

## **MONITOREO PARA CONSERVACIÓN: Ensamble de Aves de la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos**

### **TESIS**

presentada como requisito parcial para optar al grado de  
Doctorado en Ciencias en Ecología y Desarrollo Sustentable

por

**María Fernanda Cepeda González**

2012

# El Colegio de la Frontera Sur

Campeche, Campeche a 13 de agosto de 2012.

Los abajo firmantes, miembros del jurado examinador de la alumna María Fernanda Cepeda González, hacemos constar que hemos revisado y aprobado la tesis titulada “MONITOREO PARA CONSERVACIÓN: Ensamble de Aves de la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos” para obtener el grado de doctorado.

	Nombre	Firma
Tutora	<u>Griselda Escalona Segura</u>	_____
Asesora	<u>Carmen Pozo de la Tijera</u>	_____
Asesora	<u>Martha E. Méndez González</u>	_____
Asesora	<u>Silvia Hernández Batancourt</u>	_____
Sinodal	<u>Eurídice Leyequien Abarca</u>	_____
Sinodal	<u>Jorge Correa Sandoval</u>	_____
Sinodal	<u>Juan Chablé Santos</u>	_____

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradezco el apoyo de CONACYT por la beca otorgada 214981/208280 y a la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos, especialmente al Lic. René Kantún Palma y al Lic. Miguel López Valdéz, por haberme brindado su apoyo para poder llevar a cabo mi tesis.

Agradezco profundamente a mi esposo, Jorge Luis Montero Muñoz, por su paciencia, apoyo incondicional y su asesoría para el análisis de los datos.

## Tabla de Contenido

I. Introducción .....	9
I.1. Diversidad .....	13
I.2. Pérdida y Fragmentación de Hábitat.....	19
I.3 Heterogeneidad del Paisaje .....	29
I.34 Justificación .....	37
I.4.1 Importancia del Monitoreo de Aves .....	37
I.4.2 Necesidad de Información.....	38
I.4.3 Impactos en al Reserva .....	39
I.5 Planteamiento de Preguntas.....	41
I.5.1 Preguntas .....	41
I.5.2 Hipótesis.....	41
I.5.3 Predicciones.....	42
II. Área de Estudio .....	43
II.1 Manglar .....	45
II.2 La Ría .....	46
II.3 Sabanas.....	47
II.4 Playas y Duna Costera .....	48
II.5 Selva Baja (Caducifolia e Inundable) .....	50
II.6 Selva Baja Caducifolia Espinosa .....	51
II.7 Selva Mediana Subperennifolia .....	52
II.8 Petenes.....	53
II.9 Franja Marina.....	54
III. Métodos.....	56
III.1 Método de Muestreo .....	56

III.2 Índice de Matriz Circundante .....	61
IV. Análisis de Datos .....	63
IV.1 Análisis del Índice de Matriz Circundante .....	63
IV.2 Avifauna de las Coberturas Vegetales Nativas.....	63
IV.3 Tendencias de Abundancia de las Especies de Aves de las Coberturas Vegetales Nativas .....	65
IV.3.1 Tendencias de Abundancia de Especies Raras.....	66
IV.4 Comparación de la Avifauna entre Coberturas Vegetales .....	67
IV.4.1 Avifauna de los Pastizales inducidos .....	69
V. Resultados .....	71
V.1 Índice de Matriz Circundante (IMC) y Otras Variables Espaciales .....	71
V.2 Avifauna de las Coberturas Vegetales Nativas.....	75
V.3 Tendencias de Abundancia de las Especies de Aves de las Coberturas Vegetales Nativas .....	84
V.3.1 Tendencias de Abundancia de Especies Raras.....	98
V.4 Comparación de la Avifauna entre Pastizales inducidos y Coberturas Vegetales Nativas .....	102
V.4.1 Avifauna de los Pastizales inducidos .....	107
VI. Discusión.....	111
VI.1 Índice de Matriz Circundante (IMC) y Otras Variables Espaciales .....	111
VI.2 Avifauna de las Coberturas Vegetales Nativas.....	115
VI.3 Tendencias de Abundancia de las Especies de Aves de las Coberturas Vegetales Nativas .....	122
VI.4.1 Tendencia de Abundancia de Especies Raras .....	130

VI.5 Comparación de la Avifauna de los Poteros y las Coberturas Vegetales	
Nativas .....	135
VI.5.1 Avifauna de los Pastizales inducidos .....	140
VII. Conclusiones y Recomendaciones de Manejo.....	144
VIII. Bibliografía .....	147

### **Índice de Cuadros**

Cuadro 1. Meses con datos ambientales disponibles.....	58
Cuadro 2. Descripción y explicación del cálculo para la partición de la varianza .....	68
Cuadro 3. Número de especies seleccionadas, según la regla de paso, para cada año. ....	76
Cuadro 4. Especies terrestres, residentes y diurnas, de baja abundancia), cobertura vegetal que habitan y distribución reportada en el área de la Reserva. ....	99
Cuadro 5. Abundancia de las especies raras en cada año de monitoreo.....	101

### **Índice de Figuras**

Figura 1. Mapa de ubicación de la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos. ....	43
Figura 2. Mapa de ubicación de puntos de conteo en pastizales inducidos. ....	59
Figura 3. Mapa de ubicación de puntos de conteo de coberturas nativas. ....	60
Figura 4. Ejemplo de la construcción del Índice de Matriz Circundante (IMC) para un punto de muestreo.....	62
Figura 5. Gráfico de barras acumuladas del número de puntos de cada clasificación según el valor del IMC. ....	73
Figura 6. Gráfico del análisis de conglomerados para los pastizales inducidos. ....	74

Figura 7. Gráfico de conglomerados para el manglar y la selva mediana. ....	74
Figura 8. Gráfico de conglomerados para la selva baja espinosa .....	75
Figura 9. Análisis de Correspondencia Canónica para el año 2004. ....	77
Figura 10. Análisis de Correspondencia Canónica para el año 2005. ....	78
Figura 11. Análisis de Correspondencia Canónica para el año 2006. ....	79
Figura 12. Análisis de Correspondencia Canónica para el año 2007 .....	80
Figura 13. Análisis de Correspondencia Canónica para el año 2008 .....	81
Figura 14. Análisis de Correspondencia Canónica para el año 2009. ....	81
Figura 15. A: Análisis de Correspondencia Canónica para todos los años y para todas las coberturas vegetales nativas.....	82
Figura 16. Gráfico “spider-plot” de los resultados del análisis de dispersión multivarada de homogeneidad de matrices, donde se muestran diferencias en la variación de la composición de especies entre las coberturas vegetales nativas ..	83
Figura 17. Gráficos de tendencia global de las especies con cambios significativos en su tendencia de abundancia.....	85
Figura 18. Gráficos de tendencias de las especies con tendencia al aumento. ....	88
Figura 19. Gráficos de tendencias con tendencia a la disminución.....	94
Figura 20. Gráficos de tendencias de las especies sin cambios en su tendencia ....	96
Figura 21. Análisis de Correspondencia Canónica de las variables ambientales de las 64 especies seleccionadas para el análisis de tendencias. ....	97
Figura 22. Análisis de Correspondencia Canónica de las variables espaciales de las 64 especies seleccionadas para el análisis de tendencias.....	98
Figura 23. Gráfico “spider-plot” de los análisis de dispersión multivarada de homogeneidad de matrices de la composición de especies entre las coberturas vegetales. ....	103

Figura 24. Gráfico de porcentajes de partición de la varianza (aporte a la biodiversidad) del Análisis de Correspondencia Canónica de las avifauna de las coberturas vegetales. ....	104
Figura 25. Porcentaje de especies de acuerdo al tipo de hábitat que prefieren, que se registraron entre junio de 2008 a mayo de 2009. ....	105
Figura 26. Gráfico de pastel del número de especies registradas en cada cobertura vegetal de junio de 2008 a mayo de 2009. ....	106
Figura 27. Gráfico de pastel del porcentaje de especies exclusivas de cada cobertura vegetal, registradas de junio de 2008 a mayo de 2009. ....	107
Figura 28. Porcentaje de especies compartidas y exclusivas de los dos tipos de pastizales inducidos .....	108
Figura 29. Gráfico “spider-plot” que muestra los resultados del análisis de dispersión multivarada de homogeneidad de matrices, donde se muestran diferencias en la variación de la composición de especies entre los dos tipos de pastizales inducidos. ....	109
Figura 30. Gráfico “spider-plot” que muestra los resultados del análisis de dispersión multivarada de homogeneidad de matrices, donde se muestran diferencias en la variación de la composición de especies entre los dos tipos de pastizales inducidos excluyendo especies migratorias.....	110

## **Índice de Apéndices**

Apéndice 1. Número de visitas por año de cada punto de monitoreo de cada cobertura vegetal para el periodo de febrero de 2004 a mayo de 2009. ....	165
Apéndice 2. Resumen de variables espaciales para cada punto de conteo según hábitat.....	167



Apéndice 3. Especies seleccionadas con los Análisis de Componentes Principales. .....	173
Apéndice 4. Especies utilizadas en el Análisis de Componentes Principales para cada año.....	174
Apéndice 5. Porcentaje de abundancia de cada especie seleccionada, por cobertura vegetal.....	175
Apéndice 6. Años y meses con variables ambientales completas.....	178
Apéndice 7. Resultados de los análisis de tendencias para cada especie, su estatus, protección, el tipo de hábitat al que se asocia, el valor de F y el valor de P.....	180
Apéndice 8. Gráficos de abundancia de individuos por año, de las especies con modelos no significativos de tendencias de abundancia. ....	184
Apéndice 9. Especies que presentaron abundancias de 10 individuos o menos en cada año del monitoreo, su estatus, protección y ambiente de la especie.....	188
Apéndice 10. Especies registradas de junio de 2008 a mayo de 2009 por cobertura vegetal, su estatus, protección, y tipo de hábitat que prefieren. ....	193
Apéndice 11. Especies registradas en pastizales inducidos y su estatus. ....	201
Apéndice 12. Artículo aceptado en la Revista Brenesia para su publicación. ....	205

## I. Introducción

La deforestación de las zonas tropicales ha tenido como consecuencia el reemplazo de los ecosistemas naturales por mosaicos compuestos de campos de cultivos, pastizales inducidos, vegetación secundaria y fragmentos con vegetación original de varias formas y tamaños. En México, la pérdida de la cobertura boscosa se debe principalmente a la expansión de la agricultura y la ganadería; la tierra dedicada a la ganadería representa cerca de 11% del territorio nacional y va aumentando a una tasa de 2.9% anual (Otero-Araiz *et al.*, 1999; Toledo *et al.*, 1989).

Ante este panorama, las áreas naturales protegidas, ya sea privadas, comunales, ejidales o gubernamentales, se convierten en sitios de gran importancia para la conservación de la biodiversidad en el país y la Península de Yucatán no es la excepción. De los tres estados que conforman a esta península, Yucatán es el más deforestado, presentando una marcada fragmentación de los ecosistemas propios de la región y en algunas zonas, la desaparición de los mismos. Así, la reserva de la Biosfera Ría Lagartos, con casi 65,000 hectáreas, representa una importante zona de conservación de la biodiversidad.

En la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos (RBRL) se han registrado poco más de 1,500 especies (plancton, plantas, invertebrados acuáticos y terrestres, peces anfibios reptiles aves y mamíferos), de las cuales 122 se encontraban listadas en la NOM-059-SEMARNAT-2001 y 96 en CITES (apéndice I y II). De aquellas listadas en la norma oficial mexicana, 33 estaban amenazadas, 71 bajo protección especial y 18 en peligro de extinción (Vega-Moro y Cepeda-González, 2006). Dada la

actualización de la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010), se tendría que hacer una nueva revisión con listados actualizados de la Reserva.

La RBRL es considerada como altamente diversa. Sin embargo, se ubica en una región sujeta a muchas presiones antropogénicas, tales como: pérdida de cobertura vegetal, avance de la frontera agropecuaria, cacería ilegal, comercio ilegal de flora y fauna, construcción de caminos y puentes, crecimiento urbano, industria salinera, etc. (Vega-Moro y Cepeda-González, 2006). Dichas amenazas ponen en riesgo la integridad de las comunidades biológicas que albergan y particularmente aquellos grupos con alta vulnerabilidad como el de las aves.

La RBRL cuenta con 385 especies de aves integradas en 60 familias, de ellas 186 son residentes, 157 migratorias, 22 residentes-migratorias, 9 especies accidentales (fuera de su distribución normal) y 11 especies ocasionales. De estas especies 51 están listadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010: 6 bajo la categoría en Peligro de extinción, 12 como Amenazadas y 33 bajo Protección Especial. Asimismo, hay 50 especies dentro de los apéndices de CITES; 23 especies son endémicas en México. Están presentes el 56% de las familias de aves de México, 83% de las especies migratorias que llegan al país, 48% de las especies de aves registradas en el territorio nacional y de las aves endémicas presentes, el 78% lo son para la región Península de Yucatán (Howell y Webb, 1995; McKinnon, 2005; SEMARNAT, 2007). Esto demuestra la gran variedad de aves que alberga y su importancia para la conservación de la avifauna a nivel nacional y regional.

Actualmente existen diversas organizaciones y centros educativos que desarrollan distintos proyectos de investigación del grupo en estudio, enfocándose a: actualización de listados, patrones de migración, zonas de anidación, pero no se cuenta con información sobre sitios críticos para su conservación dentro de la Reserva.

La especie de ave más conspicua en la Reserva es el flamenco rosado o caribeño (*Phoenicopterus ruber*), el cual ha sido un recurso de gran interés para el desarrollo del ecoturismo en la región. Sus principales zonas de alimentación se encuentran a lo largo de la costa norte del Estado de Yucatán, así como en Los Petenes, Campeche y al sur de la Isla Holbox, Quintana Roo, llegando hasta el centro de la Reserva de Sian Ka'an. Sin embargo, hasta hace poco tiempo se creía que anidaba solamente en pequeños islotes de la Reserva de Ría Lagartos, sitio donde los flamencos encuentran las condiciones que necesitan y el material idóneo para construir sus nidos, sin embargo también existen otras zonas de anidación en la región (SEMARNAT, 2007).

Las poblaciones de flamenco de la Península de Yucatán, son las que anidan más al norte de su zona de distribución en el continente americano. Así, los flamencos se encuentran en Yucatán dentro de 8,000 km<sup>2</sup> de humedales costeros, en donde dos reservas federales fueron establecidas con la finalidad especial de protegerlos: Reserva de la Biosfera de Celestún y la Reserva de la Biosfera de Ría Lagartos (SEMARNAT, 2007).

Por otro lado, también se encuentra presente la matraca yucateca (*Campylorhynchus yucatanicus*), especie endémica de la Península de Yucatán, principalmente de las zonas costeras; además es considerada como un indicador para la salud de la duna costera, principalmente en comunidades con abundancia de cactáceas. La distribución de esta especie, en Yucatán, ha sido reportada en la zona costera desde la parte norte de Ría de Celestún hasta el puerto de Sisal, después de Chuburná a Telchac Puerto, y de Ría Lagartos hasta El Cuyo (E. Galicia, comunicación personal). Su hábitat se restringe a nopaleras, tierras semiabiertas, matorrales costeros y arbustos densos (Howell y Web ,1995; Peterson y Chalif,1989). Dentro de la Reserva se han registrado 20 individuos de matraca yucateca asociados a zonas inundables (manglar, principalmente) y selva baja caducifolia con cactáceas (RBRL, 2005).

Otro grupo vulnerable dentro de las aves son las canoras y de ornato. De este grupo, en la región, se consideran 13 especies de importancia comercial por ser un gran atractivo para la venta en ciudades como Mérida y Valladolid. Las especies consideradas como aves canoras y de ornato son: *Cardinalis cardinalis* (cardenal norteño), *Passerina caerulea* (pico grueso azul), *Passerina ciris* (colorín sietecolores), *Cyanocampsa parcellina* (colorín azulinegro), *Pheucticus ludovicianus* (picogrueso pechirroado), *Spinus psaltria* (jilguero dorsioscuro), *Icterus cucullatus* (bolsero cuculado), *Tiaris olivacea* (semillerón oliváceo), *Bombycilla cedrorum* (ampelis americano), *Mimus gilvus* (cenzontle sureño), *Aratinga nana* (periquito), *Amazona xantholora* (loro yucateco) y *Amazona albifrons* (loro frentiblanco) (Vega-Moro y Cepeda-González, 2006).

Así, las aves en esta Reserva es uno de los grupos más abundantes y bien representados de la región. Por ello, la estimación de su biodiversidad, en el sentido estricto de la palabra, es información valiosa para establecer nuevas medidas de conservación en fragmentos fuente y, con esta información, asegurar la conservación de las aves.

### **I.1. Diversidad**

Se define como diversidad biológica la variedad de formas de vida en la Tierra en todos sus niveles, desde los genes hasta los ecosistemas y los procesos ecológicos y evolutivos que la sustentan (Harrison *et al.*, 2004). Dentro de la ecología, el monitoreo de la diversidad es una manera de evaluar cambios en la vida silvestre, usualmente resultado de las alteraciones a los ecosistemas, ya sean naturales o causadas por el ser humano. La diversidad de especies ha sido utilizada como un indicador ecológico, sin embargo, no debe ser tomada como tal si no es interpretada en la escala espacio-temporal, adecuada.

Existen tres grandes razones por las cuales los ecólogos están interesados en la diversidad y su medición. La primera es la variación espacial y temporal; la segunda es que la diversidad suele ser usada como indicador del bienestar de los sistemas ecológicos y, la tercera, la facilidad y rapidez de su medición (Macgurrán, 1988). No obstante, la diversidad es difícil de definir cuantitativamente, debido a que se trata de dos componentes: la variedad y la abundancia de especies. Muchas investigaciones ecológicas suelen estar restringidas a la riqueza de especies, pero también existe gran interés en las abundancias relativas de las mismas (Macgurrán, 1988).

La medición de la diversidad se divide en tres grupos. El primero es el de los índices de riqueza de especies. Estos índices son una medida del número de especies. El segundo es el de los modelos de abundancia de especies que describen la distribución de las abundancias de las especies. El último grupo lo conforman los índices basados en la proporcionalidad de abundancias que buscan cristalizar la riqueza y la heterogeneidad en una misma figura (Macgurrán, 1988).

Existen muchas hipótesis para explicar los patrones de la diversidad. Se ha prestado particular atención a los procesos mismos de las comunidades, en especial, las relaciones de nicho entre especies, pero dado que ninguna comunidad es un sistema cerrado, esto es difícil de determinar. Cuando las comunidades son concebidas como locaciones que interactúan, pueden ser estudiados otros procesos tales como: la heterogeneidad del hábitat, la diversidad a diferentes niveles (Shmida y Wilson, 1985), y las relaciones con otras variables del paisaje.

Actualmente se consideran tres niveles en los que la diversidad puede ser evaluada:  $\alpha$ ,  $\beta$  y  $\gamma$ . Cada uno brindará diferente información y debe ser interpretada o utilizada según la escala. La diversidad  $\gamma$  dará información a una escala más gruesa, es decir, de una área mayor, y ésta es el resultado de los otros dos niveles ( $\alpha$  y  $\beta$ ) (Ricklefs y Schluter, 1993; Whitaker, 1972), por lo que usualmente es difícil evaluar cambios pequeños o locales en la diversidad a este nivel. Lande (1996), Crist *et al.* (2003) y Veech *et al.* (2002) expresan que la diversidad  $\gamma$  está organizada en componentes aditivos  $\alpha$  y  $\beta$  que componen la totalidad de especies a nivel regional, donde la contribución proporcional de cada una de ellas, caracteriza los ensamblajes taxonómicos y su respuesta al grado de heterogeneidad del paisaje.

La diversidad  $\beta$ , más local y menos regional que  $\gamma$ , involucra la variedad de coberturas vegetales en un paisaje, además de las contribuciones del tamaño de los mismos sobre la diversidad regional (Ricklefs y Schluter, 1993). Whittaker (1975) definió la diversidad  $\beta$  como el reemplazo del número de especies o cambio biótico en un gradiente de hábitat en un área. Gray (2000) señala que beta no es una medida del número de especies en diferentes hábitats y no es una escala de diversidad, por lo que sugiere utilizar el término recambio “*turnover*”. Sin embargo, existe una diferencia sustancial entre  $\beta$  diversidad y el “*turnover*”, donde este último se refiere al cambio en la composición de especies debido a un gradiente ambiental, espacial o temporal pero siempre siendo direccional y  $\beta$  diversidad, se refiere a la relación numérica entre  $\alpha$  y  $\gamma$ , sin ser direccional (Anderson *et al.*, 2011; Vellend, 2001). A diferencia de la diversidad alfa y gamma que pueden ser medidas fácilmente en función del número de especies, la medición de la diversidad  $\beta$  ésta basada en proporciones o diferencias (Magurran, 1988). Por ello, la información brindada es más específica pero sin poder visualizar todo el conjunto. En el presente trabajo se utilizará la diversidad  $\beta$  como medida de diversidad.

La diversidad  $\alpha$ , diversidad de escala totalmente local, cuya principal contribución es a nivel de nicho y permite obtener información sobre ensamblajes de especies en un cierto sitio (Ricklefs y Schluter, 1993). Así, brindará información muy puntual, pero por ello contendrá más detalles y podrán verse los primeros cambios que puedan darse dentro de un paisaje específico. En los paisajes antes de la degradación y la fragmentación de la cobertura boscosa, la riqueza de especies a nivel  $\gamma$  puede ser muy similar a la que presentan los hábitats a nivel  $\alpha$ . Sin embargo, en paisajes



heterogéneos y fragmentados, la riqueza de especies a nivel  $\gamma$  es superior a la observada en los hábitats (diversidad  $\alpha$ ), con valores de diversidad muy altos. Estas relaciones en esos paisajes están determinadas por un fuerte nivel de complementariedad de especies entre hábitats (Montero-Muñoz y Sáenz, 2008).

Así, los tres niveles de diversidad se pueden relacionar con diversas variables que parecen influir, tal como aquellas que caracterizan a los fragmentos, a las coberturas vegetales y al paisaje mismo (Halffter *et al.*, 2005). Actualmente, se ha reconocido que no sólo los procesos ecológicos naturales son los que influyen sobre la diversidad, sino también las perturbaciones naturales o antropogénicas.

Sin embargo, los cambios en la diversidad, ya sea debido a la fragmentación u otro tipo de perturbaciones, serán más o menos notables dependiendo el grupo estudiado, ya que todos los grupos poseen diferente sensibilidad y adaptabilidad a los cambios. Algunas de las diferencias en la respuesta de especies pueden ser explicadas por las diferencias en sus sistemas de conducta, habilidad de dispersión, historia de vida, nivel trófico, sociabilidad y sobre todo respuestas a los cambios en tamaño de hábitat, conectividad y tipo de matriz (Wolff, 1999), estos últimos aspectos se relacionan con aspectos del paisaje, siendo éste una escala importante para especies de alta movilidad.

La diversidad, estudiada a nivel de paisaje, permite entender lo que sucede con la diversidad a través de la historia. Es a esta escala que se observan efectos más dramáticos de las actividades humanas tales como el deterioro ambiental, modificación de ecosistemas y la fragmentación. Es así que podemos analizar la

diversidad no sólo como una función de la heterogeneidad física del ambiente biológico, sino en función de las actividades humanas (Halffter, 1998).

La diversidad se ve afectada por un sinnúmero de factores ambientales, ecológicos y humanos. El crecimiento actual de la población humana ha llevado al aumento de sus necesidades, haciendo que la frontera agropecuaria vaya avanzando de forma desmedida. Este avance ha dado como resultado el deterioro, fragmentación y desaparición de los ecosistemas naturales, promoviendo la adaptación de la vida silvestre a estos nuevos paisajes.

La cantidad de hábitats en un paisaje afecta la diversidad a través de múltiples procesos que incluyen: reproducción, mortalidad, dispersión, extinciones locales e interacciones entre especies a diversas escalas espaciales y temporales.

Adicionalmente a los efectos directos de pérdida y fragmentación del hábitat sobre las especies, también se puede ver afectada la diversidad. Los efectos pueden ser tanto negativos como positivos, los negativos enfocados a la disminución de poblaciones y efectos de borde, mientras que los positivos se enfocan al aumento de la inmigración, acceso a los recursos de la matriz, entre otros (Nol *et al.*, 2005; Smith *et al.*, 2011).

Sin embargo, más allá de la cantidad de hábitat disponible o fragmentación del mismo en un paisaje, la calidad de la matriz también puede afectar seriamente la diversidad. La calidad puede influir en la abundancia de las especies y la distribución de hábitat útil, así como la colonización de fragmentos, microclima en fragmentos,

entre otros (Dunford y Freemark, 2005; Ricketts 2001; Kupfer *et al.*, 2006; Smith *et al.*, 2011).

Para Abugov (1982) las perturbaciones ambientales no siempre promoverán la depresión de las especies, sino que ella depende, de entre otros factores, de las abundancias relativas de las especies en la comunidad, la sensibilidad de esas especies en su habilidad de competir y colonizar en el momento mismo de la perturbación.

Pero, para poder lograr la comprensión de las relaciones entre la biodiversidad y el paisaje mismo, se deben tomar en cuenta, algunas de las variables que pueden ser importantes a dicha escala. Se ha sugerido que variables tales como el tamaño o la forma de los fragmentos pueden ser importantes para la biodiversidad (Rau y Gantz, 2001).

Como una estrategia de preservación, se han creado áreas protegidas en las que no se permiten las actividades humanas, ni el uso de sus recursos. Entre las áreas protegidas y las áreas intensamente manipuladas, existe y seguirá existiendo, un espacio, en donde el uso racional y bien analizado de los recursos naturales puede llevarse a cabo, al mismo tiempo que la conservación de los mismo (Halffter, 1994). Para lograr un balance entre el uso y la conservación de los recursos naturales, es necesario crear herramientas que permitan tomar decisiones en equilibrio y que no sólo consideren al ser humano o a los recursos naturales, sino a los efectos de los unos sobre los otros, tales como las perturbaciones a los ecosistemas naturales.

## **I.2. Pérdida y Fragmentación de Hábitat**

La dramática reducción y fragmentación de la cobertura forestal, en muchas partes del mundo, ha resaltado el interés por saber cuáles son los impactos que dichos cambios tienen sobre la abundancia, riqueza de especies y la dinámica de comunidades. El interés general en las asociaciones entre pérdida de hábitat, fragmentación y comunidades de aves ha llevado a la publicación de diversos estudios que identifican el papel de factores específicos involucrados en el proceso de fragmentación (Boulinier *et al.*, 2001).

Paisajes con cobertura forestal reducida usualmente están asociados a alta fragmentación, sin embargo, es importante mantener una distinción conceptual entre fragmentación y pérdida de hábitat, pero cuando ocurren de forma conjunta, que es muy frecuente, es interesante probar predicciones relacionadas con fragmentación (incluyendo pérdida de hábitat, aumento de borde y aislamiento entre fragmentos) y parámetros de dinámica de poblaciones (Boulinier *et al.*, 2001).

Se considera fragmentación del hábitat, al proceso de subdivisión de un hábitat continuo, creando piezas más pequeñas. Esto puede ocurrir en sistemas naturales por medio del fuego y otros procesos naturales (Pickett y Thompson, 1978; Wright, 1974). Así, la causa más importante y a gran escala, de fragmentación es la expansión e intensificación del uso de suelo humano. La fragmentación del hábitat tiene tres componentes principales: pérdida del hábitat original, reducción del tamaño de fragmentos y aumento del aislamiento de los fragmentos de hábitat, todos contribuyendo a la disminución de la diversidad biológica del hábitat original (Wilcox, 1980; Wilcox y Murphy, 1985).

Los efectos de la fragmentación del hábitat sobre la riqueza de especies, usualmente se han estudiado usando la teoría de biogeografía de islas de MacArthur y Wilson (1967), pero la simple explicación para la disminución de riqueza de especies al disminuir el tamaño de las islas, puede considerarse como muestras aleatorias de las áreas fuente. Esta propuesta es planteada por Connor y McCoy (1979) y Haila (1983) como la hipótesis de muestra aleatoria. Estas dos hipótesis se propusieron para explicar la riqueza de especies en islas, pero también han sido usadas para describir el efecto de la fragmentación de hábitat en áreas continentales (Andrén 1994).

Otro concepto es la metapoblación, la cual se define como una serie de poblaciones locales dentro de un área mayor, donde es posible que suceda la migración de una población local a otro fragmento; se pueden usar como sinónimos composición de la población y ensamblaje de poblaciones cuando las poblaciones locales se llamen subpoblaciones (Hanski y Simberloff, 1997; Levins, 1969). En este contexto, prevalece la idea de la persistencia de una especie a nivel regional, dependiendo de la colonización y extinción de subpoblaciones. Este concepto de metapoblación fue aplicado, en estudios enfocados a una sola especie viviendo en un paisaje fragmentado. Así, la dinámica de metapoblaciones tiene mucho en común con la teoría de biogeografía de islas, ambas trabajan con el mismo proceso ecológico fundamental: extinción y colonización de fragmentos de hábitat (Andrén, 1994; Hanski, 1999; Hanski y Gaggiotti, 2004). Sin embargo, en la actualidad son más relevantes los estudios de grupos de especies en paisajes, brindando más información útil al manejo y conservación de la biodiversidad.

Ambas teorías asumen que los fragmentos de hábitat útiles para las especies están aislados unos de otros por hábitats hostiles. Otro supuesto importante es que los individuos de cada especie sólo usan un fragmento y cada fragmento tiene una población local (Andrén, 1994).

El tamaño del fragmento y el grado de aislamiento de los mismos puede influir en el tamaño poblacional de una especie, sin embargo, a veces es difícil establecer este tipo de relaciones ya que la mayoría de los estudios sólo cuentan con información de una o dos temporadas, siendo simples “fotografías” sin poder conocer la dinámica espacio-temporal. Asimismo, otro obstáculo puede ser que la causa antropogénica de la fragmentación es muy reciente o ya tiene demasiado tiempo; en el caso de ser muy reciente, es posible que aún no haya declinación en las poblaciones por lo que, aparentemente, no existe un efecto de la fragmentación sobre ellas; en el caso de existir fragmentación hace mucho tiempo, es probable que las extinciones locales ya hayan sucedido, por lo que las poblaciones existentes ya pueden haberse estabilizado, sin poder identificar poblaciones que estén declinando. Así, sería ideal contar con estudios a largo plazo que incluyan desde la fragmentación temprana hasta varios años después, tratando de identificar la dinámica espacio-temporal y la dinámica poblacional, relacionadas con la fragmentación.

Por otro lado, para entender los efectos de la fragmentación de hábitat es esencial especificar la escala a la que sucede la fragmentación. La fragmentación, en la escala individual, está relacionada a los requerimientos de área de los individuos, sus rangos de hogar y patrones de movimiento. Los individuos que viven en

fragmentos son parte de una misma población regional de las áreas aledañas. Además, la fragmentación a una escala de población significa el aislamiento de poblaciones locales, intercambio de individuos entre generaciones y altas probabilidades de supervivencia de las poblaciones locales. La teoría de biogeografía de islas y dinámica de metapoblaciones son más relevantes a escala de poblaciones. El recambio de especies ocurrirá en ambas escalas, pero las razones serán diferentes. El recambio local, a escala de individuo puede deberse a los cambios territoriales de individuos o a la muerte de un individuo que ocupaba un cierto territorio. A escala de poblaciones, los recambios locales reflejan extinciones y colonizaciones de poblaciones locales. La teoría de la muestra aleatoria debe ser rechazada en ambas escalas, aunque por diferentes razones. A escala individual se debe rechazar porque el fragmento es más pequeño que el área requerida por un individuo, los fragmentos están aislados, atracción conoespecífica o rechazo del hábitat de bordes. A escala de poblaciones, debe rechazarse porque al estar subdividida la población en subpoblaciones, relativamente independientes, la supervivencia de las poblaciones locales están relacionadas con el tamaño del fragmento, y la recolonización está relacionada con la distancia de otros fragmentos ocupados. El rechazo de la hipótesis de muestras aleatorias significa que el efecto de la fragmentación del hábitat, sobre la riqueza de especies o el tamaño poblacional, es mayor a lo que se esperaría de la pérdida de hábitat y que la configuración de los fragmentos influye en dichos componentes (Andrén, 1994).

Una serie de modelos, muchas veces llamados teoría de metacomunidades, consideran ensamblajes de especies que interactúan en algo semejante a una metapoblación de fragmentos de hábitat sin una fuente. Las poblaciones locales

están sujetas a extinciones locales y a colonizaciones, así como interacciones marcadas de competencia y depredación-presa. Un ambiente fragmentando puede promover la coexistencia entre presas y depredadores en ciertas circunstancias, ya que los fragmentos temporalmente “vacantes” proveen de refugios a las presas (Harrison y Bruna, 1999). Extendiendo esta idea a todo un ensamblaje, los modelos de metacomunidades muestran que la interacción entre fragmentos, competencia o depredación y las limitaciones de dispersión pueden conducir a una mayor diversidad regional. Así, aumentar la fragmentación puede llevar a la pérdida de especies dominantes (naturalmente dominantes y no como resultado de un desequilibrio poblacional o ecológico) en los modelos teóricos de metacomunidades que asumen que los mejores competidores serán los peores dispersores (Harrison y Bruna, 1999; Tilman *et al.*, 1994).

Los efectos negativos de la disminución de tamaño y aumento de aislamiento en los fragmentos de hábitat suelen ser interpretados como efectos de fragmentación, sin embargo deberían ser considerados como efectos de pérdida de hábitat a gran escala. Si la pérdida de hábitat tiene como resultado un número constante de fragmentos más pequeños, entonces el efecto del tamaño de fragmento se debe a la pérdida de hábitat únicamente. Si todos los fragmentos son removidos del paisaje, entonces el aislamiento de los fragmentos que quedan aumenta, pero la fragmentación *per se* disminuye debido a que hay menos fragmentos; en este caso el aislamiento se debe a la pérdida de hábitat únicamente. Sólo cuando el número de fragmentos aumenta debido a la “fractura” del hábitat se observa que tanto la pérdida de hábitat como la fragmentación están involucradas en la disminución del tamaño y el aislamiento de los fragmentos (Fahrig, 1997).



Cuando la cantidad de hábitat se mantiene constante o controlada, la fragmentación generalmente no tiene efecto o tiene un efecto negativo sobre la supervivencia de las poblaciones. Sin embargo, debido a que la pérdida de hábitat y la fragmentación suelen ocurrir juntas, no es claro qué proceso tiene mayor efecto sobre la extinción. Si la fragmentación es importante, entonces dentro de ciertos límites es posible mitigar los efectos de pérdida de hábitat asegurando que, el hábitat restante, no se fragmente. Por otro lado, si los efectos de la fragmentación son triviales en comparación con los de pérdida de hábitat, entonces el supuesto de que la pérdida de hábitat puede ser mitigada reduciendo la fragmentación tiene, potencialmente, peligrosas consecuencias para la conservación (Fahrig, 1997). Así, la separación de la fragmentación y la pérdida de hábitat, aunque conceptualmente es sencillo, en la práctica puede ser casi imposible de separar.

Otras perspectivas teóricas que se han aplicado a la fragmentación incluyen los modelos fuente-sumidero, donde se resalta la importancia del movimiento de los organismos desde hábitats de alta calidad a otros de baja calidad; la teoría de percolación que enfatiza el papel de la configuración del paisaje en los patrones que controlan la dispersión (Harrinson y Bruna, 1999), por lo que, debe de verse a la fragmentación como un proceso complejo, donde la comprensión del paisaje como un todo es necesario.

Existen diversas formas de evaluar o medir la fragmentación. Boulinier *et al.* (2001) plantean que la proporción del área forestada, el tamaño promedio de fragmentos de bosque y el número de fragmentos forestado, son variables que pueden valorar la

fragmentación. Estas variables, a pesar de no ser independientes, corresponden a diferentes aspectos de los efectos potenciales de la fragmentación; además de estas variables se incorporó información de los alrededores inmediatos y más alejados de los paisajes estudiados. Entre las características de la estructura del paisaje que más afectan la extinción y colonización local, parece ser la cantidad de hábitat favorable que existe. La distancia entre fragmentos de dichos hábitat, el aumento de borde y los efectos bióticos negativos asociados a la fragmentación, también podrían jugar un papel importante (Boulinier *et al.*, 2001).

Dado que los fragmentos son parte de un mosaico que conforma al paisaje y que la presencia de ciertas especies en un fragmento puede estar en función, no sólo del tamaño del fragmento o su aislamiento, sino al tipo de hábitat que les rodea (Andrén, 1994) la configuración del paisaje puede ser muy relevante. Esto tiene implicaciones sobre la teoría de biogeografía de islas, donde se asume que los fragmentos están aislados del resto de los hábitats, pero en un paisaje no es así. Debido a que algunos de los hábitats que rodean a los fragmentos pueden considerarse agrestes para especies de bosque, podrían parecer aislados, sin embargo la especies generalistas tiene requerimientos poco específicos que les permite usar dichos hábitats, por lo que el aislamiento no es tal. Así, es posible encontrar, en fragmentos pequeños, más especies que en fragmentos de mayor tamaño, debido a que en los pequeños existe una fuerte influencia de los hábitats agrestes pudiendo incluir a las especies generalistas y a las de bosque, mientras que la influencia de los hábitats que rodean a fragmentos de mayor tamaño es menor, predominando las especies de bosque.

Es posible separar diferentes grupos de especies, de acuerdo a su sensibilidad, Boulinier *et al.* (2001) diferencia especies sensibles al área del fragmento de las no sensibles, enfocándose a especies de interior de bosque sin considerar aquellas que prefieren los bordes. Esta separación puede permitir relacionar el tamaño de los fragmentos con algunas especies y con la riqueza de especies sensibles al área, pero es necesario considerar que estas relaciones sólo pueden identificarse con monitoreos a mediano y largo plazo.

Dentro de las especies que no son sensibles al área, están aquellas que tienen rangos de hogar muy grandes, las cuales pueden usar diversos fragmentos de un mismo paisaje, pudiendo explicar el porqué algunas especies pueden sobrevivir en paisajes con fragmentos que son menores a sus rangos de hogar. Así, sería mejor estudiar la diversidad de especies a nivel del paisaje ( $\beta$ -diversidad), pero los patrones de  $\alpha$ -diversidad, tal como la relación especie-área es de gran importancia ecológica, por lo que, para entender los efectos de fragmentación, sobre la diversidad biológica, es necesario trabajar con ambas,  $\alpha$  y  $\beta$  diversidad (Andrén, 1994).

Considerando todo lo anterior, se debe ver a la fragmentación de hábitat como un proceso y a la pérdida de hábitat como el subproducto potencial de ésta. En algunos casos la pérdida de hábitat a largo plazo, no necesariamente ocurre con la fragmentación, sino como resultado del manejo forestal. Por otro lado, una cantidad similar de fragmentación resultante del desarrollo urbano y suburbano puede derivar en una pérdida de hábitat irremplazable para la vida silvestre (Yahner, 1996). Por

ello, la fragmentación y la pérdida de hábitat, cuando ya han sucedido, es difícil identificar sus efectos de forma separada.

Asimismo, Brotons *et al.* (2004) enfatiza que en revisiones recientes de estudios mensurables o experimentales sobre fragmentación del hábitat, sugieren que los conceptos de biogeografía de islas y la teoría de metapoblaciones son inapropiados para muchos análisis de fragmentación. Concluyen que los efectos de la fragmentación son: multicausales, fuertemente influenciados por la cantidad de diferencias estructurales en la matriz y los fragmentos, y que es dependiente de la escala espacial y temporal de observación y la historia misma del sistema.

Dada la complejidad de tratar de explicar la pérdida y fragmentación del hábitat, Hubbell (2001) intentó proponer la Teoría Neutral Unificada de Biodiversidad y Biogeografía, tomando algunos conceptos de diversas teorías y propuestas, re-interpretándolos y planteando una nueva perspectiva más integral. Sin embargo, retomando las ideas destacada por Brotons *et al.* (2004), la multicausalidad y la dependencia espacial y temporal, siguen siendo factores que implican grandes retos a vencer, así lo destaca Hubbell (2001): “uno de los mayores retos al probar la teoría unificada es el determinar las escalas espaciales y temporales apropiadas por la definición de ambas, las comunidades locales y la metacomunidad”. Asimismo, explica que esta teoría es sólo el principio para tratar de plantear una perspectiva más integral y que existen muchas teorías nuevas que son promisorias para lograr la reconciliación y unificación de las grandes teorías propuestas para las comunidades ecológicas.

A nivel de una escala mayor, otro factor que interviene en la pérdida y fragmentación del hábitat es el calentamiento global. Los efectos de alteración en frecuencia e intensidad de eventos naturales tales como sequías, inundaciones, huracanes, etc. afectan a todo el planeta. Los huracanes suelen defoliar los árboles, provocar fuertes inundaciones que, pasado el huracán, dejan material combustible que promueve la dispersión de incendios forestales. Asimismo, las sequías se han intensificado en ciertas temporadas del año y, aunado al aumento de la temperatura atmosférica, brindan condiciones ideales para provocar incendios naturales en zonas que, antes, dichos incendios eran escasos o inexistentes. Por otro lado, el posible aumento del nivel del mar amenaza la disminución de bosques cercanos a las zonas costeras. Estos y otros efectos derivados del calentamiento global también inciden en la pérdida y la fragmentación del hábitat, sin embargo, aislar los efectos de esta causa es prácticamente imposible al ser un conjunto de factores los que provocan la disminución de la disponibilidad de hábitats de buena calidad. También es importante enfatizar que el presente trabajo se enfoca a una escala espacio-temporal menor a la que se necesitaría para poder estudiar los efectos del calentamiento global.

Es evidente que la complejidad de los sistemas ecológicos es un reto al tratar de explicar las tan diversas realidades que existen en el planeta, y que buscar una explicación única es casi imposible. Por ello, en el marco de este trabajo, no se evaluó directamente la fragmentación o pérdida del hábitat para las aves, pero sí se evaluó la contribución de cada tipo de hábitat a la diversidad de aves, tomando en cuenta algunos aspectos espaciales que tienen que ver con el tamaño y configuración de fragmentos; fue de especial interés conocer la contribución de los

pastizales inducidos, ya que pueden representar elementos cuya contribución sea muy baja que puedan considerarse como sitios indómitos para las aves, quienes, a pesar de su capacidad de dispersión simplemente no encuentren elementos arbóreos que les permitan usarlos de forma significativa.

Por otro lado, se analizaron tendencias en las poblaciones de aves, siguiendo la premisa de que uno de los efectos de la pérdida y fragmentación del hábitat, es la disminución de las poblaciones de especies sensibles a este tipo de problemas, y el posible aumento de otras altamente tolerantes.

### **I.3 Heterogeneidad del Paisaje**

La ecología ha visto un cambio en el paradigma del supuesto de la homogeneidad al reconocimiento de la heterogeneidad como una pieza clave para el entendimiento de la complejidad de la naturaleza. La consideración explícita de la estructura espacial y la interacción espacio-temporal de los procesos ecológicos, es la mayor contribución a la ecología del paisaje de dicho cambio de paradigma (Wagner y Fortín, 2005).

Tradicionalmente, los modelos del paisaje explícitos espacialmente representan la heterogeneidad ambiental en una estructura compleja y tienen gran utilidad para explorar las relaciones entre la estructura del paisaje y la dinámica de la población. Los modelos basados en fragmentos tienen una rica tradición de teoría ecológica, sin embargo suelen ser simplistas y su retrato del paisaje como recurso o fragmentos de hábitat insertos en una matriz inhóspita, son controlados por la teoría de biogeografía de islas. Aunque dicha analogía con las islas es una descripción acertada para algunos sistemas, los paisajes no suelen ser mosaicos binarios sino

que comprenden a una gran variedad de tipos de hábitat que pueden ser usados para diferentes funciones (reproductivas vs. forrajeo) o en diferentes grados, posiblemente con base en la calidad del hábitat y por especies en particular (With *et al.*, 1997).

Dado que el principal interés de la ecología es identificar y entender los procesos ecológicos, los factores que complicaban dicha comprensión, como la heterogeneidad espacial fueron inicialmente excluidos del marco conceptual de análisis. Así, los estudios ecológicos asumían homogeneidad, permitiendo la incorporación de la variación ambiental como un tratamiento o como control para conocer las relaciones usando covariables. Sin embargo, existen diversas complicaciones, entre ellas que la heterogeneidad puede ocurrir en cualquier escala espacial y las condiciones del sitio pueden variar en el tiempo (Wagner y Fortín, 2005).

En Latinoamérica grandes áreas de bosque han sido sustituidas por pastizales para ganado y tierra de cultivo, dicho sistemas se caracterizan por aumentar el grado de heterogeneidad del paisaje, creando paisajes que son mosaicos de pequeños fragmentos de bosque los cuales conservan biodiversidad altamente valiosa (Harvey *et al.*, 2006). Sin embargo, la descripción y el modelaje de la heterogeneidad ambiental es complicada debido a la dificultad para definir cómo perciben las especies la estructura de los fragmentos en el paisaje. Probablemente las especies no tienen una percepción binaria del paisaje (presencia/ausencia del recurso) sino que responde a un gradiente de calidad del recurso (With *et al.*, 1997).

Existen diversos factores que causan heterogeneidad. Cualquier proceso que opere entre unidades vecinas puede causar heterogeneidad espacial (Wagner y Fortín, 2005). La heterogeneidad espacial puede definirse como la complejidad y variabilidad de un sistema en el espacio; un sistema puede ser cualquier elemento tal como un mosaico fragmentado, biomasa vegetal o nutrientes del suelo. Así, la heterogeneidad espacial es un fenómeno universal que existe en los sistemas ecológicos a todas las escalas (Li y Reynolds, 1994) y que es difícil de definir claramente.

Algunas mediciones importantes de la heterogeneidad no son claramente espaciales (número de tipos de usos de suelo y sus proporciones) pero tienen importantes efectos espaciales. Los pioneros (Li y Reynolds, 1994; Forman y Godron, 1981; Forman y Godron, 1986) en la cuantificación de la heterogeneidad espacial han sugerido que puede ser concebida como un mosaico ambiental, un diseño de tipos de ecosistemas o de fragmentos en el espacio. La heterogeneidad espacial no es estática, ni tampoco es un proceso ecológico como tal. Los paisajes son visualizados como “mosaicos cambiantes” y los sistemas ecológicos se caracterizan por su dinámica, perturbación y cambio. Sin embargo, la heterogeneidad espacial también tiene un componente temporal, aunque hay pocos trabajos donde se haya logrado capturar este aspecto (Turner *et al.*, 2001).

La premisa fundamental es que la heterogeneidad espacial puede tener grandes efectos en las funciones y procesos de los sistemas ecológicos y que los cambios en dicha heterogeneidad pueden reflejar cambios en dichas funciones y procesos. A pesar de la importancia de la heterogeneidad espacial tanto en la ecología teórica



como en la aplicada, ha faltado una definición unificada de dicho concepto y una forma definitiva para su medición. Su medición requiere de una definición precisa (Li y Reynolds, 1994). Con fines prácticos Li y Reynolds (1994) proponen definiciones espaciales operativas. La heterogeneidad espacial en mapas de paisajes categóricos es definida como la variación tanto en composición (que no es espacial) y la configuración (que es espacial) de los fragmentos. La composición implica: 1) el número de tipos de fragmentos presentes y 2) la proporción de cada tipo. La configuración incluye: 1) el arreglo espacial de los fragmentos, 2) la forma de los fragmentos y, 3) el contraste entre fragmentos vecinos.

Es necesario considerar que la estructura del paisaje es definida en términos de la distribución de recursos (número, tamaño y forma de fragmentos y distancias entre ellos), y resaltar que el elemento clave es la conectividad. La conectividad del paisaje se refiere a la conexión funcional entre fragmentos de hábitat, tanto porque el fragmento está físicamente adyacente o porque las habilidades del organismo conectan efectivamente los fragmentos a lo largo del paisaje. Sin embargo, esté o no fragmentado el paisaje, depende de cómo las especies son capaces de usar y moverse a través de los elementos del mismo. El desarrollo de modelos generalizados, espacialmente explícitos, puede mejorar nuestra habilidad para predecir cuándo un hábitat fragmentado impacta a las especies con diferentes historias de vida y habilidades de dispersión en un paisaje dado (With *et al.*, 1997).

La heterogeneidad también es una función de la escala. La variación espacial y temporal de un sistema que puede detectarse dependerá de la escala espaciotemporal en la que el sistema sea muestreado y el tamaño de la unidad de mapeo.

Existen dos factores primarios en la escala que afectan la medición de la heterogeneidad: el “grano” es decir la resolución del dato y la extensión, que se refiere al tamaño del área de estudio o al periodo de tiempo en el que se harán las observaciones (Gustafson, 1998).

La escala es un factor que debe considerarse en estudios espaciales, así como para lograr una mejor comprensión de los efectos potenciales de la heterogeneidad espacial. Un ejemplo de la importancia de la escala lo plantean Davies *et al.* (2005), donde dice que los estudios a pequeña escala tienden a detectar relaciones negativas entre la diversidad de especies exóticas y nativas debido a que a dicha escala dominan procesos de competencia y por ello se detectan los efectos derivados de tales procesos. Los estudios a gran escala tienden a detectar los efectos de los factores extrínsecos del sitio que covarían con la diversidad, por lo que los sitios que tienen condiciones favorables para las especies exóticas también tendrán condiciones favorables para las nativas. Como en este ejemplo, los estudios a diferente escala capturarán diferentes efectos, resultado de procesos ecológicos distintos o del conjunto de ellos.

Reconociendo la importancia de los patrones espaciales y la escala, ha cambiado la forma en cómo los estudios ecológicos se han diseñado y analizado y ha proveído de nuevas visiones de los procesos ecológicos. Muchos de los procesos ecológicos son inherentemente espaciales por operar entre unidades vecinas. Los procesos también están determinados por las condiciones ambientales que varían en el espacio y tiempo y por la interacción local con otros procesos, resultando en

patrones entrelazados en múltiples escalas espaciales y temporales (Wagner y Fortín, 2005).

Es claro que la heterogeneidad espacial, al ser un factor muy complejo, los efectos que puedan ser capturados en un estudio dependerán de la escala a la que se realice. Se sabe que la heterogeneidad del hábitat es un factor determinante en la riqueza de especies, adicionalmente al área. Los efectos de la heterogeneidad del hábitat, en la relación especie-área, aún son poco comprendidos. Sin embargo, la importancia de la heterogeneidad en la relación especie-área suele ser medida inadecuadamente por medidas univariadas; las especies responden de forma multivariada a elementos de la estructura del hábitat (Boecklen, 1986). Existen diversas variables que pueden ser usadas para medir la heterogeneidad: densidad de árboles, área basal, número de especies de árboles, etc. Por ello, es necesario considerar la escala a la que se desea interpretar dicha heterogeneidad, ya que a escalas mayores variables como las anteriores sólo capturarían fracciones de la heterogeneidad de un paisaje completo. La cuantificación de la heterogeneidad espacial requiere una forma en que la variabilidad espacial y temporal pueda ser representada. En la práctica, la heterogeneidad espacial es muestreada y representada de diversas maneras, cada una útil para diferentes tipos de datos y con métodos especializados para ello (Gustafson, 1998). En el marco del presente estudio, la heterogeneidad del hábitat no fue abordada.

La escala observacional es dependiente del esquema de muestreo usado, por lo que estará determinada por la naturaleza del fenómeno y el objetivo de investigación.

Los datos observados determinarán qué tipo de heterogeneidad puede ser medida (Li y Reynolds, 1995).

Dado que la escala es un factor esencial, vale la pena señalar la diferencia entre la complejidad y la heterogeneidad del hábitat. Muchas veces “heterogeneidad” y “complejidad” se han usado como sinónimos. En otros casos se diferencian, usando heterogeneidad para indicar la variación horizontal o la fragmentación y complejidad para describir la variación vertical dentro del hábitat (August, 1983). Esta diferenciación está directamente relacionada con la escala. La heterogeneidad se refiere a un factor a nivel de paisaje y la complejidad a una escala de fragmento. Esta última está relacionada con variables como obstrucción vertical, altura de la vegetación, etc. La heterogeneidad está relacionada con variables que describen la fisonomía de un paisaje o, dicho en otras palabras, las “texturas” del paisaje.

Es claro que la diversidad de especies está determinada por múltiples factores actuando a múltiples escalas (Cushman y McGarigal, 2003). Los patrones y procesos regionales, de paisaje y dentro de fragmentos deberían ser considerados cuando se esté trabajando con diversidad. Debido a que los elementos importantes varían en cada escala, esto hace que sea difícil. A nivel de fragmento, se asume que el efecto del tamaño del fragmento y su aislamiento son independientes del contexto del paisaje, lo que implicaría que las poblaciones podrían estar separadas en fragmentos de hábitat viable en una matriz no viable. A nivel de paisaje muchos factores covarían, por ejemplo: tamaño, número y distribución de hábitats (Cushman y McGarigal, 2003). En este mismo sentido, la heterogeneidad del paisaje parece ser crítica en la estructura local de la comunidad de aves, proveyendo condiciones

adecuadas a las diferentes especies que, de otra forma, podrían ser raras o estar ausentes (Brotons *et al.*, 2004).

Este trabajo se enfoca a una escala a nivel de paisaje, por lo que el enfoque es a nivel de heterogeneidad del paisaje, visto como una variedad de coberturas vegetales que sirven de hábitat para las aves. Existen diversas propuestas sobre índices y otras formas de cuantificar la heterogeneidad en un momento dado y a lo largo del tiempo, teniendo diversas ventajas y desventajas, las cuales deben ser detenidamente consideradas para seleccionar la mejor opción de acuerdo a las condiciones particulares del sitio de estudio.

Dado que la heterogeneidad puede ser resultado o no, de la intervención humana, es posible considerarla tanto como una característica natural del sitio como una forma para evaluar la pérdida, fragmentación y perturbación humana en un sitio dado. En el sitio de enfoque de este trabajo, existe tanto heterogeneidad natural como antropogénica, por lo que fue un reto seleccionar la mejor opción que permitió darle peso al factor humano.

Con base en todo lo anterior, en el marco de este trabajo se plantea el interés de conocer las tendencias que muestran las abundancias en las especies de aves en la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos (RBRL), considerando que existe tanto pérdida como fragmentación de su hábitat natural. Asimismo, se busca identificar la contribución de las diferentes coberturas vegetales y de los pastizales inducidos a la diversidad de aves y la posibilidad de identificar algunas variables espaciales, de fácil monitoreo, que puedan estar asociadas a las tendencias en las abundancias

que hayan presentado algún cambio a través del tiempo, esperando poder contar con propuestas de monitoreo espacial asociado al monitoreo de aves.

## **I.4 Justificación**

### ***I.4.1 Importancia del Monitoreo de Aves***

Los programas de monitoreo, en especial los de aves, buscan encontrar relaciones causa-efecto, usando a las aves como bioindicadores de la situación del hábitat o del ambiente en general. Sin embargo, debe notarse que para que se logre identificar la causa del cambio en la población, abundancia, densidad o distribución de las aves, se debe contar con un programa de monitoreo estable por un largo periodo y, que a su vez, esté libre de sesgos por el método o los observadores. Asimismo, los efectos más inmediatos se reflejan en aspectos poblacionales (tasa de natalidad, tasa de mortalidad, tasa de dispersión, etc.), que normalmente no son medidos en los programas de monitoreo. Por otro lado, cambios persistentes en el hábitat o el ambiente, pueden ser detectados cuando éstos ya han avanzado y es probable que sea imposible hacer algo para mitigarlos. Por ello, detectar o interpretar cambios en el corto plazo es mucho más difícil, a menos que la respuesta de las aves sea inmediata o el cambio sea masivo. Sin embargo, esto no quiere decir que las aves no provean de importante información ambiental y de su hábitat. Por ello, es indispensable que se continúen realizando monitoreos de parámetros poblacionales primarios y secundarios (natalidad, mortalidad, fecundidad máxima, etc.) a diversas escalas, y que se generen líneas base que sirvan para evaluar los cambios. Además, es indispensable que la información de monitoreo se mantenga en un análisis permanente e idealmente se utilice para crear modelos de sensibilidad y tendencias poblacionales (Temple y Wiens, 1989).

Debido a que la avifauna es afectada por la alteración antropogénica de las selvas, comprender la estructura de los ensambles de aves y sus relaciones con la vegetación puede ayudar a identificar tanto patrones de riqueza de especies de aves, como elementos que permitan sugerir estrategias con implicaciones significativas para su conservación (Gillespie y Walter, 2001). Determinar los factores que generan y mantienen los patrones en la estructura del ensamble y diversidad, es un tema fundamental en ecología (Williams *et al.*, 2002).

#### ***1.4.2 Necesidad de Información***

La RBRL se decretó bajo la categoría de Zona de Refugio Faunístico en 1979. Posteriormente en 1999 se convirtió en Reserva de la Biosfera (INE, 1999). Desde antes de su decreto original, el área que ocupa la Reserva fue de gran interés para llevar a cabo diversas investigaciones y, debido a que su principal atractivo son las zonas de anidación del flamenco rosado (*Phoenicopterus ruber*), se comenzaron a desarrollar diversos estudios ornitológicos.

Así, en 1986 la Reserva de Ría Lagartos fue inscrita como el primer humedal de importancia internacional (Sitio Ramsar) para México. Con dicho reconocimiento, la comunidad ornitológica regional, nacional e internacional, dirigió importantes esfuerzos para la recopilación de información de aves, tanto migratorias como residentes, generando información diversa que ha permitido crear inventarios avifaunísticos muy completos, tal como el de McKinnon (2005).

Sin embargo, a pesar de contar con una importante cantidad de información recolectada, no había sido analizada, aunque se reconoce que dicha información es de gran importancia para el conocimiento de la riqueza y diversidad de aves en la región.

Este análisis, identificará áreas críticas para la conservación de dicho grupo, asegurando espacios en buen estado de conservación para la permanencia de aves migratorias y residentes, que permita llevar a cabo acciones de manejo, específicas para cubrir las necesidades dentro de la Reserva.

#### ***1.4.3 Impactos en al Reserva***

Actualmente, la RBRL presenta un nivel de impacto muy alto, es decir, que los impactos presentes y futuros amenazan fuertemente a los recursos naturales del área. Los principales impactos son: fragmentación y/o deterioro del hábitat, tala de vegetación nativa/pérdida del hábitat, disminución de poblaciones de flora y fauna, y contaminación orgánica y por desechos sólidos. Las principales fuentes de impacto en dicha área protegida son: ganadería, prácticas pesqueras incompatibles con la conservación, incendios forestales, construcción de caminos (incluye puentes y brechas) y cacería y captura de fauna silvestre (SEMARNAT, 2007).

De acuerdo al análisis de amenazas llevado a cabo en 2006, la ganadería pasó de ser la cuarta amenaza en 1997 a la primera en 2006 (SEMARNAT, 2007), lo que indica que el cambio de uso de suelo más notable es de coberturas vegetales naturales a pastizales inducidos, siendo éstos manejados de forma incompatible con la conservación de la biodiversidad, ya que presentan pocos o nulos elementos que



permitan la continuidad del paisaje, fuentes de alimento para la vida silvestre (cercas vivas, zonas de sombra, arboladas, etc.), representando elementos del paisaje que se podrían considerar “desolados” para la vida silvestre y en particular para las aves. Estudios ecológicos recientes, sugieren que los árboles aislados en zonas agropecuarias pueden jugar un papel muy importante para que la fauna silvestre persista en dichas zonas, ya que proveen de hábitat y recursos que de otra forma escasearían en los paisajes agrícolas. Los árboles aislados sirven como sitios críticos para anidación, alimentación y descanso o percha para una gran variedad de aves, así como hábitats temporales para muchas aves migratorias (Harvey y Haber 1999).

Sin estos elementos arbóreos en los mosaicos agropecuarios, se alcanzan los efectos negativos más notables de las actividades antropogénicas en sistemas productivos. Dichos efectos inducen a cambios en las poblaciones de aves, tales como la disminución del tamaño poblacional y las extinciones locales que pueden resultar de la pérdida del hábitat natural, el aislamiento de otro hábitat natural apropiado y los efectos de borde (Estrada *et al.*, 2000). Por ello, son necesarios, además de mantener elementos arbóreos en los pastizales inducidos, hábitats circundantes que brinden un hábitat de calidad a la avifauna, para desempeñar todas sus funciones ecológicas y biológicas.

## **I.5 Planteamiento de Preguntas**

### ***I.5.1 Preguntas***

- a) ¿Qué coberturas vegetales explican la mayor variabilidad de la diversidad, a nivel de paisaje, de aves (migratorias y residentes) en la RBRL, para las especies asociadas a coberturas vegetales naturales?
- b) ¿Cuál es la tendencia que presenta la abundancia de aves en la RBRL en función del tiempo y especie?
- c) De aquellas especies identificadas con cambios marcados en su abundancia ¿Cuánta variación es explicada por las variables espaciales?
- d) ¿Cuál es la contribución de diversidad (riqueza y abundancia) de la avifauna de los pastizales inducidos en la RBRL?

### ***I.5.2 Hipótesis***

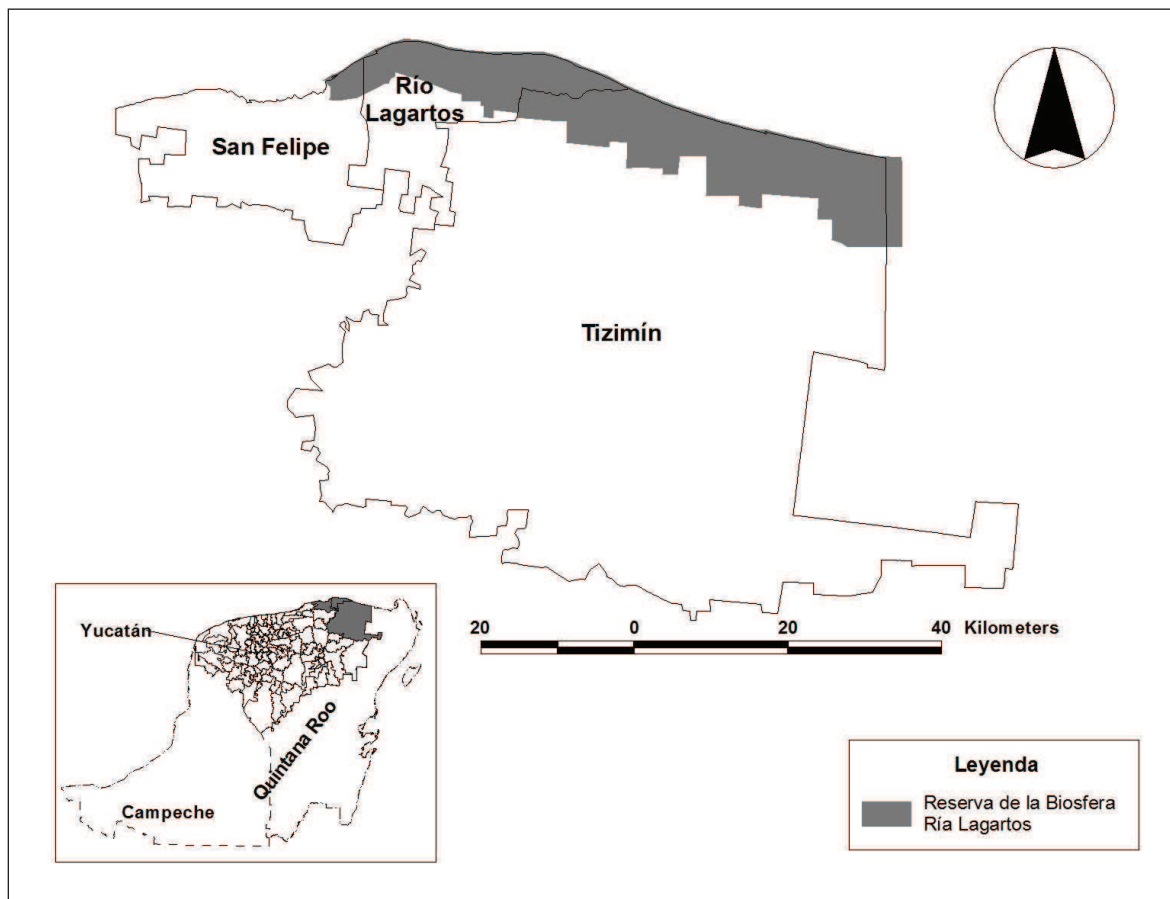
- a) Las coberturas vegetales que más aportan a la diversidad de aves migratorias terrestres y residentes de especies asociadas a coberturas naturales, son aquellas con mayor extensión.
- b) Existe una relación entre el tipo y extensión de cobertura vegetal y la abundancia de aves en la RBRL que determina la tendencia por especie y tiempo.
- c) Las variables espaciales relacionadas con cambios en el paisaje son las que mejor explican la variación de la abundancia de las especies identificadas (con cambios marcados en su abundancia).
- d) La contribución de diversidad de avifauna de los pastizales inducidos de la RBRL será menor que la de los ecosistemas naturales.

### ***1.5.3 Predicciones***

- a) Las coberturas vegetales con mayor extensión en la RBRL serán las selvas (baja caducifolia y mediana subperennifolia) por lo que éstas serán las coberturas que más aporten a la diversidad de aves asociadas a coberturas vegetales naturales.
- b) Existirá una tendencia a la disminución de la abundancia de aves asociadas a coberturas vegetales naturales de la RBRL debido a la disminución de la extensión de las mismas y aumento en aquellas que se vean favorecidas por coberturas tales como pastizales inducidos. Esto se reflejará también a través del tiempo, observando, de forma global, una disminución en la abundancia a través de los años.
- c) Las variables espaciales que mejor explicarán la variación en la abundancia de las especies serán aquellas relacionadas con el cambio de uso de suelo.
- d) La contribución de diversidad de avifauna en los pastizales inducidos de la RBRL será menor que la de los ecosistemas naturales debido a que poseen menor cobertura de árboles, mostrando presencia de aves típicas de áreas abiertas o perturbadas.

## II. Área de Estudio

La Reserva de la Biosfera de Ría Lagartos (Figura 1), se ubica en la costa noreste del estado de Yucatán en las coordenadas extremas 21° 37' 29.56" y 21° 23' 00.96" Latitud Norte; 88° 14' 33.35" y 87° 30' 50.67" Longitud Oeste, en colindancia con Quintana Roo. La RBRL se ubica en los municipios de: Tizimín, San Felipe y Río Lagartos. Dentro del polígono existen cuatro asentamientos humanos: San Felipe (cabecera municipal), Río Lagartos (cabecera municipal), Las Coloradas (campamento salinero) y El Cuyo (comisaría de Tizimín).



**Figura 1.** Mapa de ubicación de la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos.

El área de estudio tiene dos accesos principales, uno por la carretera que llega hasta Río Lagartos y San Felipe y el otro por la carretera que llega a El Cuyo. Cuenta con

diversos caminos sin pavimentar, uno de los cuales es usado por la Industria Salinera de Yucatán, S.A. (ISYSA) que va por la zona costera de El Cuyo a Las Coloradas.

Los suelos de la RBRL son de los tipos: hidromórficos (gleysoles y vertisoles), profundos o muy profundos (luvisoles), someros (cambisoles y luvisoles), líticos y pedregosos (litosoles y rendzinas) y halomórficos (regosoles y solonchak). Los grupos edáficos son: Solonchak, Litosol, Regosol, Luvisol, Cambisol, Vertisol, Gleysol y Rendzinas (Duch-Gary 1991).

Existen dos tipos de clima en Ría Lagartos. El BSo(h')w(x')iw" s el clima más seco de los áridos y se presenta en la región de Río Lagartos. El coeficiente precipitación/temperatura (P/T) es menor a 22.9 ya que la evaporación excede a la precipitación, la temperatura media del mes más frío es mayor a 18 °C y la temperatura media anual mayor a 22 °C, el porcentaje de precipitación invernal respecto a la total anual está entre 5 y 10.2%; se presentan lluvias todo el año aunque poco frecuentes, pero intensas; es isotermal con oscilación anual de las temperaturas medias mensuales menor a 5 °C y tiene influencia de la canícula (INE, 1999).

El segundo tipo de clima es el Ax'(wo) iw", en la región de El Cuyo corresponde al más seco de los cálidos húmedos, con lluvias repartidas a lo largo del año. El porcentaje de precipitación invernal respecto al total anual es mayor 18%; es un clima de transición entre los de lluvias en verano y los de lluvias en invierno; la temperatura media anual mayor a 22 °C y la temperatura del mes más frío mayor a

18 °C; es isotermal con oscilación anual con relación a las temperaturas medias mensuales menor a 5 °C y presenta influencia de la canícula (Valdés *et al.*, 1992).

Los principales ecosistemas son: manglar, la ría (laguna costera), sabanas (pastizales inundables, popales, tulares y carrizales), playas y duna costera, selva baja (caducifolia e inundable), selva baja caducifolia espinosa, selva mediada subperennifolia, petenes y franja marina. En los ecosistemas acuáticos se asocian los pastos marinos y otros tipos de vegetación acuática sumergida (SEMARNAT, 2007).

## **II.1 Manglar**

El manglar es una asociación vegetal arbórea característica de aguas salobres y salinas. La influencia climática para su distribución está determinada por la temperatura (zonas cálidas) y en menor medida la precipitación, donde es posible que la baja humedad atmosférica promueva manglares menos desarrollados (Rzedowski, 2006). En la Península de Yucatán se presentan variaciones en altura, estructura y composición derivadas de las condiciones hidrológicas de los sitios donde están presentes (Durán y Tun-Dzul, 1997).

En la Reserva, el manglar se presenta en el borde de canales y ciénegas, en zonas permanentemente inundadas por agua salada y expuestas a la acción directa del oleaje. Alcanzan una altura entre 8 y 15 m. Las especies más comunes son: *Rhizophora mangle* (tabche' o mangle rojo), *Avicennia germinans* (mangle negro), *Conocarpus erectus* (kanche' o botoncillo). En menor abundancia también se

encuentra presente *Laguncularia racemosa* (tsalkol kom o mangle blanco) (Durán y Tun-Dzul, 1997).

Dentro de este tipo de vegetación también está el mangle achaparrado, que se encuentra en zonas con altos niveles de salinidad, suelos pobres, vientos fuertes e inundación constante. Aunque las especies presentes son las mismas, también se pueden encontrar ciperáceas, gramíneas y hasta epífitas. Su altura característica es de 1 a 2 m (Durán y Tun-Dzul, 1997).

Brindan una gran variedad de servicios ambientales tales como: áreas de criadero y refugio para especies de importancia comercial, sistemas naturales para el control de inundaciones, evitan la erosión de la zona costera, filtros naturales para mejorar la calidad del agua, poseen un alto valor estético para el ecoturismo, etc.

Este ecosistema sirve como hábitat para una gran cantidad de especies de fauna tales como: aves, crustáceos, gastrópodos, peces, mamíferos, etc.

## **II.2 Laguna Costera (Ría)**

La ría se encuentra orientada en dirección noroeste-sureste; el ancho varía entre 25 m. y 3.5 Km., teniendo una longitud aproximada de 74 Km. Presenta tres conexiones con el mar: boca de San Felipe (boca natural) y las bocas de San Felipe y Ría Lagartos, ambas artificiales (INE, 1999). El alto tiempo de residencia del agua y la alta evaporación que supera a la precipitación, ocasiona que la salinidad aumente, principalmente en la cuenca de El Cuyo, alcanzando salinidades de hasta de 100 ‰.

La importancia de la ría se enfoca a tres aspectos: pesquero, ecológico y turístico. Para las pesquerías representa zonas de alimentación, crianza y/o reproducción de muchas especies de interés comercial como: camarón rojo (*Penaeus brasiliensis*), lisa (*Mugil curema*), mojarra (*Cichlasoma urophthalmus*) y robalo (*Centropomus undecimalis*). A nivel ecológico la ría es considerada como una de las zonas más importantes de anidación del flamenco rosa (*Phoenicopterus ruber*), así como de más de 120 especies de aves, de las que 75% son migratorias, además es un hábitat crítico para especies amenazadas como los cocodrilos (*Crocodylus moreletii* y *C. acutus*). Esta gran riqueza biológica y ecológica le confiere a la ría gran potencial como atractivo turístico, siendo el lugar donde se desarrolla la mayoría de actividades relacionadas al turismo, promocionadas en su gran mayoría por las comunidades locales (Andrade *et al.*, 1997; Berlanga y Wood, 1996; CCA, 1999).

### **II.3 Sabanas**

En la Península de Yucatán se le conoce como sabana a un grupo variado de tipos y asociaciones vegetales: pastizales inundables, popales, tulares y carrizales. En los pastizales inundables se presenta la dominancia de pastos con algunos árboles sujetos a inundación en época de lluvias. Ocupa grandes extensiones en la Reserva y sus alrededores. Algunas especies características son: navajuela (*Cladium jamaicensis*), junco (*Eleocharis cellulosa*), lirio (*Hymenocallis littoralis*), *Rhynchospora cephalotes* entre otras (Durán y Tun-Dzul, 1997).

Los tulares son un tipo de vegetación hidrófila de agua dulce que se considera cosmopolita. Su condición de salinidad es baja (1 a 3%) y se ve favorecida por el agua dulce de los cenotes. Su altura es de 60 a 250 cm y la especie característica



que da lugar a su nombre es el tule (*Typha dominguensis*) que puede estar presente sola o mezclada con otras especies de ciperáceas. Se desarrollan en climas cálidos, así como en climas fríos (Rzedowski, 2006; Durán y Tun-Dzul, 1997).

Los popales y carrizales ocupan extensiones pequeñas y están conformadas por plantas hidrófitas que suelen albergar una gran variedad de especies de fauna asociadas a los humedales. Se desarrollan en climas calurosos y húmedos con temperaturas medias anuales mayores a los 25°C y precipitación media anual mayor a los 1,500 mm, con humedad atmosférica muy alta (Rzedowski, 2006).

Las sabanas sirven como hábitat para especies de fauna terrestre y acuática, siendo humedales que puedan presentar una alta dominancia de pocas especies o una baja dominancia y gran riqueza de especies, dependiendo de las condiciones particulares de cada sabana. Algunas especies comunes son: halcón caracolero (*Rostrhamus sociabilis*) y otras aves acuáticas como la grullita (*Aramus guarauna*), así como del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), el venado temazate (*Mazama* sp.) y el pavo ocelado (*Meleagris ocellata*) (Andrade *et al.*, 1997). Debido a sus asociaciones vegetales se considera un ecosistema de alta complejidad ecológica.

#### **II.4 Playas y Duna Costera**

La Reserva es un área protegida costera, abarcando 776 Km de línea de costa, lo que representan el 30.75% de línea de costa del estado de Yucatán. La mayor parte de la costa de la Reserva está ocupada por playas de arena calcárea con partículas de arcilla. Acompañando a las playas suelen encontrarse dunas que son

acumulaciones de arena de forma ondulada. Su forma, tamaño y orientación depende básicamente de la velocidad y dirección del viento (Andrade *et al.*, 1997).

En las zonas de duna suele haber presencia de vegetación con características particulares, llamada matorral de duna costera, que se considera vegetación halófila. Las especies presentes se distribuyen en función de su tolerancia a la salinidad elevada, la amplitud de mareas y vientos fuertes. Este tipo de vegetación halófila puede desarrollarse en climas extremosos o también en climas con pocas variaciones (isotérmicos) (Rzedowski, 2006; Durán y Tun-Dzul, 1997; Martínez *et al.*, 1983).

Las playas y dunas costeras son esenciales para especies como la tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*), la tortuga blanca (*Chelonia mydas*), las tortugas laúd (*Dermochelys coriacea*) y la tortuga caguama (*Caretta caretta*). Además la duna costera ayuda a evitar la erosión, fijando el sustrato.

En la Reserva, la vegetación de la duna costera posee especies de gran relevancia ecológica, ornamental y científica, tales como la palma kuká (*Pseudophoenix sargentii*), la palma nakax (*Coccothrinax readii*), el polmis (*Mammillaria gaumeri*) todas amenazadas según la NOM-059-SEMARNAT-2010. Así como especies endémicas como el kalis ak' (*Echites yucatanensis*) y veneno che' (*Sebastiania adenophora*) (Campos y Durán, 1991; Espejel, 1984).

## II.5 Selva Baja (Caducifolia e Inundable)

La selva baja caducifolia se establece en los climas  $Aw_0$ , sobre suelos jóvenes con alta pedregosidad y alforamientos de roca caliza, con muy buen drenaje. Su principal característica es que prácticamente el 100% de sus árboles pierden sus hojas en la época seca y que está dominado por especies arbóreas (Rzedowski, 2006).

Este tipo de vegetación es muy densa y posee una altura de entre 8 y 12 m. Debajo del dosel existe gran variedad de troncos delgados y retorcidos que suelen ser de especies de lianas y bejucos. Al término de las secas, muchas especies comienzan la época de floración. Las epífitas son muy escasas asociadas a zonas con mayor humedad, tal como cenotes y aguadas. Algunas de las especies de flora más comunes son: *Bursera simaruba* (chaká), *Metopium brownei* (chechem), *Mimosa bahamensis* (sak kaatsim), *Ceiba aesculifolia* (pi'im) y *Plumeria obtusa* (nikte'ch'oom) entre otras (Durán y Tun-Dzul, 1997).

La selva baja inundable ha desaparecido del resto del país, por lo que la Península de Yucatán es la única región en la que aún está presente. Es posible encontrar algunas asociaciones vegetales como los tintales, los pucteales y muclaes (Olmsted y Durán, 1986).

Este tipo de vegetación se distribuye en el interior de selvas bajas y medianas a manera de grupos en zonas de inundaciones temporales. Se compone de pocas especies debido a los marcados periodos de inundación y sequías. Suele haber dominancia de una especie; en el tintal la dominancia es de *Haematoxylon campechianum*, en el pucteal domina *Bucida buceras* y en el mucal *Dalbergia glabra*.

Al ser selvas bajas la altura suele estar por debajo de los 10 m con troncos torcidos y espinosos. Hay gran presencia de epífitas. Algunas de las especies de flora características son: *Bucida spinosa*, *Manilkara zapota* (ya', zapote, chicozapote) y *Jacquinia aurantiaca* entre otras (Durán y Tun-Dzul, 1997).

Una gran cantidad de especies de fauna hacen uso de estos tipos de selva, algunas son: *Dasyopus novemcinctus* (armadillo, uech), *Herpailurus yaguaroundi* (jaguarundi, jaguarundi, ekmuch), *Amazilia rutila* (ts'unu'um, chupaflor), *Setophaga palmarum* (reinita palmera), *Rostrhamus sociabilis* (gavilán caracolero), *Boa constrictor* (boa), *Hyla loquax* (rana arborícola locuaz) entre muchas más.

## **II.6 Selva Baja Caducifolia Espinosa**

Es una variante de la selva baja caducifolia, de menor estatura y con presencia de cactáceas candelabroiformes (columnares). Actualmente se consideran relictos que lograron sobrevivir a la última glaciación. Se desarrolla en zonas planas, de suelo escaso con poca precipitación respecto a los demás tipos de bosques tropicales. Su altura suele ser menos de 8 m con especies arbóreas con espinas, ya sea en ramas u hojas. Los árboles son delgados y con troncos retorcidos. Al igual que la selva baja caducifolia, los árboles pierden casi 100% de sus hojas en temporada seca. Una particularidad es la presencia de un alto número de especies endémicas (Durán y Tun-Dzul, 1997).

Dentro de la Reserva es posible encontrar tan sólo algunos fragmentos de este tipo de vegetación y que se encuentran fuertemente amenazados por actividades

humanas tales como la ganadería. Los incendios forestales es otro factor que amenaza, años tras año, la permanencia de esta particular selva.

Algunas de las especies de flora características son: *Acacia gaumeri* (box kaatsim), *Acacia pennatula* (chimay), *Pithecellobium dulce* (pili'il), *Jatropha gaumeri* (pomol che'), *Mammillaria gaumeri* (pool mis), *Pilosocereus gaumeri* (k'ulub), *Pterocereus gaumeri* (nej kisin) y *Stenocereus laevigatus*, entre otras (Durán y Tun-Dzul, 1997).

Las especies de fauna presentes suelen ser las mismas que en la selva baja caducifolia, pero destaca *Campylorhynchus yucatanicus* (matraca yucateca, x ya'an kotil), la cual hace uso de este tipo de vegetación para la anidación.

## **II.7 Selva Mediana Subperennifolia**

Su distribución original la hacía el tipo de vegetación más extensa de la Península de Yucatán, abarcando la mayor parte de Quintana Roo y Campeche y una porción de Yucatán en el noroeste (Durán y Tun-Dzul, 1997).

Es muy semejante a la selva alta perennifolia pero con menor altura y menor riqueza de especies. Se desarrolla en zonas con menor precipitación que la selva alta perennifolia, suelos menos profundos y menos retención de humedad. La altura de esta selva se encuentra entre los 15 y 25 m. y en época seca alrededor de 25% de las especies tiran sus hojas. Los árboles son escasos con pocas epífitas y trepadoras (Durán y Tun-Dzul, 1997).

Algunas de las especies de flora características son: *Manilkara zapota* (*ya'*, zapote, chicozapote), *Brosimum alicastrum* (ramón oox), *Talisia olivaeformis* (huaya, waaya), *Sabal yapa* (huano, xa'an), *Metopium brownei* (chechem, box chechem) entre otras (Durán y Tun-Dzul, 1997).

Este tipo de vegetación ofrece gran cantidad de recursos para diversas especies de fauna, particularmente en la época seca en la que los recursos disminuyen en la Reserva por haber una mayor extensión de selvas caducifolias. Algunas de las especies de fauna más comunes son: *Dasyus novemcinctus* (armadillo, uech), *Ramphastos sulfuratus* (tucán), *Herpailurus yaguarondi* (jaguarundi, jaguarundi, ekmuch), *Panthera onca* (jaguar, báalam, chak mo'ol), *Bubo virginianus* (tuncuruchu, cornudo), *Coccyzus erythrophthalmus* (ki'ip cho, cuco pico negro), *Coniophanes imperiales* (culebra de rayas negras), *Kinosternon leucostomum* (tortuga casquito), *Sceloporus chrysostictus* (lagartija escamosa yucateca), *Hypopachus variolosus* (termitero balador) entre muchas más.

## **II.8 Petenes**

Los petenes, característicos de la Península de Yucatán en áreas costeras en zonas inundables donde se presentan zacates, ciperáceas, gramíneas y manglares enanos, están conformados por árboles que forman islas. Estas islas están asociadas a agua dulce que surge a la superficie en forma de manantiales o cenotes. Los petenes son fáciles de identificar debido al abrupto cambio en la altura de la vegetación, presentando alturas de entre 20 y 25 m. con estructura tipo selvática. La afloración del agua dulce es esencial para la permanencia de este tipo de vegetación (Durán y Tun-Dzul, 1997).

Algunas de las especies de flora característica de los petenes son: *Rhizophora mangle* (tabche'), *Avicennia germinans* (mangle negro), *Laguncularia racemosa* (tsakolkom), *Swietenia macrophylla* (caoba), *Acrostichum aureum* (helecho de manglar), *Roystonea regia* (palma real) entre otras (Durán y Tun-Dzul, 1997).

Los petenes son puntos de confluencia de una gran cantidad de especies de fauna por ser una fuente de agua permanente todo el año, se pueden encontrar las mismas especies que en el manglar, la duna costera y las selvas, sin embargo, se ha observado que son un importante recurso para la anidación de *Jabiru mycteria* (jabirú), especie que aparentemente ha venido decayendo en las últimas décadas.

## **II.9 Franja Marina**

Se considera como franja marina a la parte costera que colinda con el límite norte de la Reserva y que está sujeta a protección como parte del Santuario de Tortugas Marinas. En esta área también existen pastos marinos y otra vegetación sumergida que es de gran importancia para especies de importancia comercial (pesca).

Presenta gran heterogeneidad derivada del sustrato donde es posible encontrar pastos marinos del género *Thalassia* y otras especies de vegetación como *Euchema* sp., *Halimeda* sp., *Sargaso* sp. y *Dyctiota* sp. (Cuevas, 2004; INE, 1999).

Dado que la principal actividad económica en la Reserva es la pesca, la franja marina es un área de gran importancia socioeconómica. Algunas de las especies de importancia comercial que se pueden encontrar son: *Panulirus argus* (langosta),

*Octopus maya* (pulpo), varias especies de peces como *Epinephelus morio* (mero) y *Boadianus rufus* (boquinete) entre otros (Cabrera, 1995).



### **III. Métodos**

#### **III.1 Método de Muestreo**

Se monitorearon cinco tipos de cobertura vegetal, cuatro nativas y una antropogénica: vegetación de duna costera (DC), manglar (M), selva baja espinosa (SBE), selva mediana subperennifolia (SM) y pastizales inducidos (P). Para el monitoreo de las coberturas nativas se utilizaron los datos de la Reserva, tomados en el Programa de Monitoreo de Aves Terrestres por el personal de la CONANP. Los pastizales inducidos fueron monitoreados únicamente para este trabajo fuera del programa de monitoreo de la Reserva.

Para el registro de especies se utilizó el método de puntos de conteo, definiendo 30 puntos de conteo para cada tipo de cobertura, con un tiempo de observación de 10 minutos en radio fijo (0-25 metros). Se realizaron identificaciones por observación directa y por cantos, registrando así el nombre científico de la especie y el número de individuos.

Para el caso de los pastizales inducidos, se monitoreó cada punto una vez al mes por 12 meses (junio de 2008 a mayo de 2009). Para las coberturas nativas se monitoreó de febrero de 2004 a mayo de 2009, aunque debido a diversas causas no todos los puntos pudieron ser monitoreados mensualmente durante todos los años (Apéndice 1).

Se asignaron 15 puntos de los pastizales inducidos a un área cercana a Dzonot Carretero, donde predominan los pastizales inducidos como uso de suelo y 15 a un área cercana a El Cuyo, donde la presencia de pastizales inducidos está intercalada

con otros tipos de vegetación nativa (Figura 2). Para el caso de las coberturas vegetales nativas, se identificaron los sitios mejor conservados que tuvieran acceso (Figura 3). En todos los casos se aseguró que los puntos de conteo tuvieran una distancia mínima de 250 m entre ellos.

Asimismo, para cada uno de los puntos se tomó información espacial tal como: distancia al pastizal inducido más cercano (en línea recta), distancia al fragmento de vegetación nativa diferente más cercano y tipo de fragmento (delimitado o continuo). Esta última variable se definió de la siguiente forma: a) fragmento delimitado es aquél en el que se ubican, como máximo, dos puntos de conteo y su delimitación física dentro de la matriz está claramente definida; b) fragmento continuo es aquél en el que se encuentran más de dos puntos de conteo debido a que su delimitación dentro de la matriz no es clara pudiendo conformar un área semejante a un macizo forestal. Esta información se obtuvo de imágenes de satélite de 2007 y 2008 (Spot5 03-abril-07 y 22-abril-08, imágenes: E090302140531093 y E090302140319879, multiespectrales, resolución de 10 metros, con procesamiento nivel 2A).

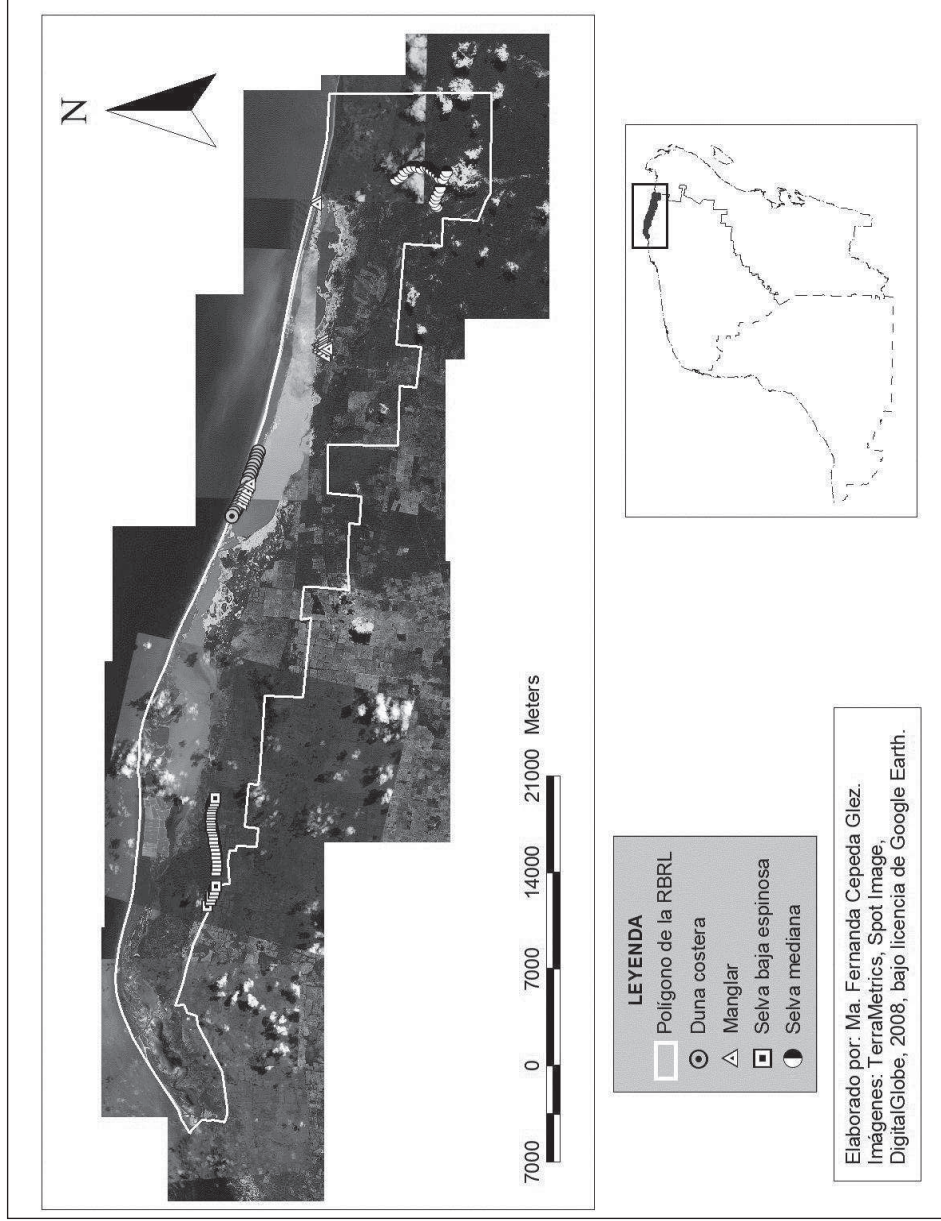
También se contó con información ambiental (medias mensuales): precipitación (mm.), temperatura (°C) y humedad relativa (%). Esta información se obtuvo de la Estación Meteorológica Automática de Ría Lagartos, del Servicio Meteorológico Nacional, la cual no contó con los datos completos para todos los meses (Cuadro 1), por lo que para los análisis ambientales se usaron los datos de aves de los meses con información ambiental.

**Cuadro 1.** Meses con datos ambientales disponibles.

<b>Mes</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>
Enero		X	X		X	X
Febrero	X	X	X	X	X	X
Marzo	X	X		X	X	X
Abril	X	X	X	X	X	X
Mayo	X			X	X	X
Junio	X	X		X	X	
Julio	X	X		X	X	
Agosto	X	X		X	X	
Septiembre	X			X	X	
Octubre	X			X	X	
Noviembre	X			X	X	
Diciembre	X	X		X	X	



**Figura 2.** Mapa de ubicación de puntos de conteo en pastizales inducidos (cerca de El Cuyo y cerca de Dzonot Carretero).



**Figura 3.** Mapa de ubicación de puntos de conteo de coberturas nativas (duna costera, manglar, selva baja espinosa y selva mediana).

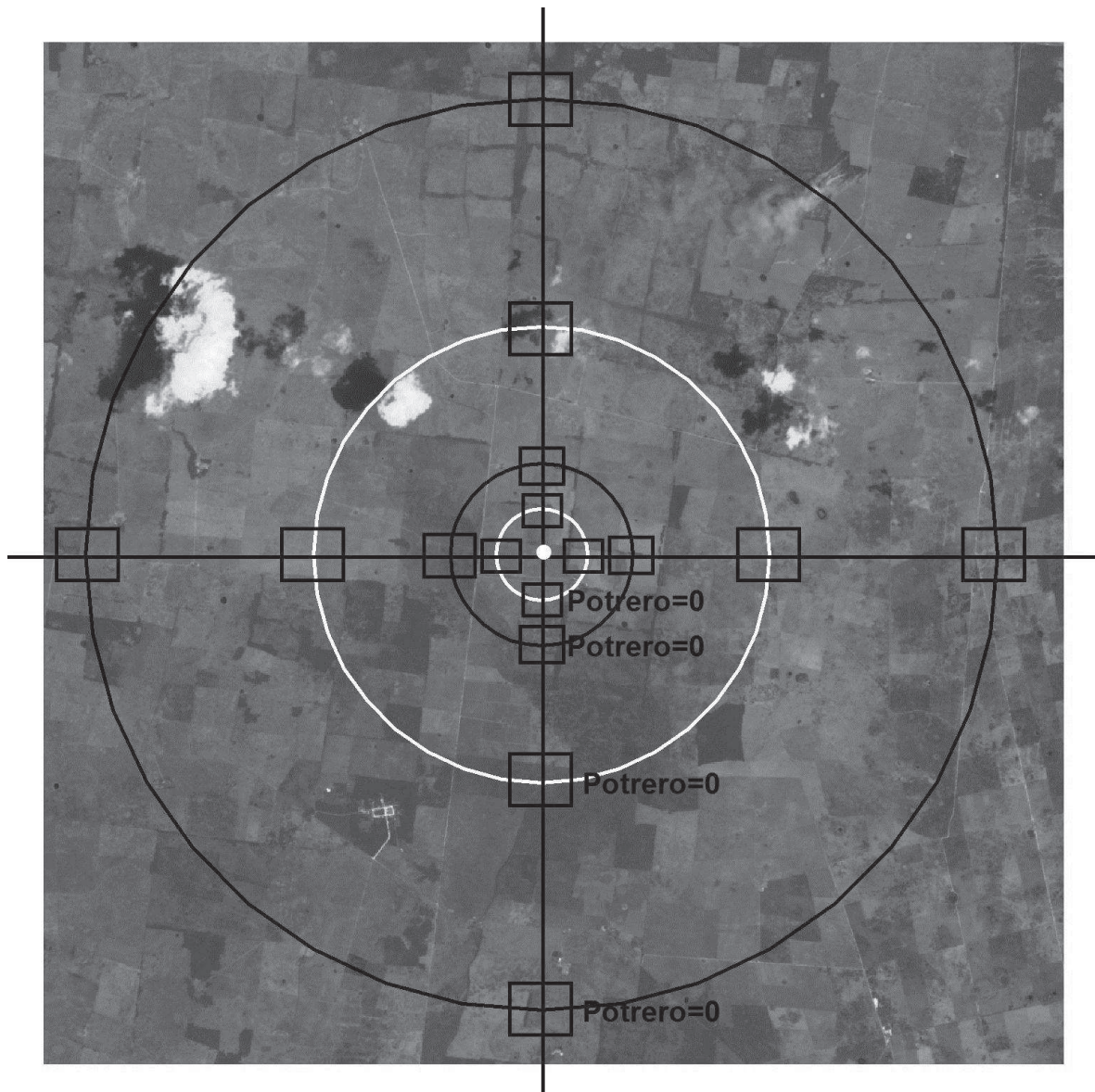
### III.2 Índice de Matriz Circundante

Con el fin de analizar las “texturas” alrededor de los sitios de muestreo, se creó el Índice de Matriz Circundante, el cual se enfoca a identificar si la matriz que rodea a cada punto es dominada por coberturas vegetales de carácter antropogénico o natural (coberturas naturales del sitio).

El índice presenta un rango de 0 a 1, siendo 0 las coberturas vegetales antropogénicas o suelo desnudo y siendo 1 coberturas vegetales naturales del sitio.

Para la conformación del índice se realizó un análisis sencillo de imágenes de satélite LANDSAT de 2008 (SPOT 5, J-2A), a cinco distancias específicas de cada punto: colindancias inmediatas, 500 metros, 1 km., 2.5 km. y 5 km. En cada distancia se registró la cobertura vegetal en cada uno de los cuatro puntos cardinales (Figura 4) y se otorgó un puntaje en cada lectura, de acuerdo a los siguientes valores:

COBERTURA	PUNTUACIÓN
Cerca viva	0
Pastizal inducido	0
Suelo desnudo	0
Vegetación secundaria	0
Cuerpo de agua	1
Duna costera	1
Manglar	1
Selvas (cualquier tipo de selva)	1



**Figura 4.** Ejemplo de la construcción del Índice de Matriz Circundante (IMC) para un punto de muestreo.

Una vez teniendo todas las lecturas de los puntos cardinales en cada una de las distancias se promediaron los puntos obtenidos (de las distancias y de los puntos cardinales) para cada punto de muestreo (N colindante, N 500 m, N 1 km, N 2.5 km, N 5 km, S colindante, S 500 m, S 1 km, S 2.5 km, S 5 km, E colindante, E 500 m, E 1 km, E 2.5 km, E 5 km, O colindante, O 500 m, O 1 km, O 2.5 km, O 5 km),

obteniendo un solo valor del Índice de Matriz Circundante para cada punto de muestreo.

#### **IV. Análisis de Datos**

Para todos los casos, los listados de especies se organizaron de acuerdo al listado de AOU (2011) y se identificaron las especies listadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF 2010), la Lista Roja de UICN (2011) y CITES (2011); para definir su estatus (residente o migratorio), se usó como base a Howell & Webb (1995) y el listado de SEMARNAT (2007), para el tipo de hábitat y hábitos alimenticios de preferencia se utilizó Howell & Webb (1995), Especies de Costa Rica (InBio 2011) y Museo de las Aves (2011) y para su distribución se utilizó Avibase (2011), Howell y Webb (1995) y Museo de las Aves de México (2011).

##### **IV.1 Análisis del Índice de Matriz Circundante**

Para analizar el IMC se aplicó un Análisis de Conglomerados (Infostat, 2009), utilizando el índice métrico con distancia Euclidiana que considera el cero como un valor real (Lengendre y Legendre, 1998). Como método de agrupamiento jerárquico se seleccionó el valor promedio (Sokal y Michener, 1958). Este análisis se utilizó para agrupar a los pastizales inducidos.

##### **IV.2 Avifauna de las Coberturas Vegetales Nativas**

Para el caso de las coberturas vegetales nativas se llevaron a cabo análisis por cobertura para cada uno de los años, así como uno global para años y otro para coberturas. Para todos los casos se realizó un DCA (Análisis de Correspondencia Rectificada) para evaluar la longitud del gradiente y la inercia y poder realizar un



segundo análisis, el cual fue un CA (Análisis de Correspondencia) si la longitud de gradiente fue mayor de 4 desviaciones estándar (respuesta unimodal) y un PCA (Análisis de Componentes Principales) para longitud de gradiente menor de 3 desviaciones estándar (respuesta lineal). En este segundo análisis se identificaron aquellas especies que pasaron la regla de paso, la cual se definió como el porcentaje de varianza acumulada de los dos primeros ejes. Dado que los análisis para la selección de especies se hicieron por año, el porcentaje de referencia se tomó de forma individual cada año, seleccionando así las especies que pasaron la regla de paso por año y conjuntándolas al final para obtener una sola lista.

Una vez identificadas dichas especies se ejecutó un CCA (Análisis de Correspondencia Canónica) únicamente con las especies seleccionadas en el segundo paso y utilizando como variable “dummy” (auxiliar) a las coberturas vegetales, centrando y estandarizando los datos. Todos los análisis se ejecutaron con el programa CANOCO 4.51 (Ter Braak y Smilauer, 2003).

Con el fin de mostrar las diferencias de la composición entre los hábitats, se utilizó una ANOVA multivariada con 200 permutaciones, usando la subrutina ADONIS y BETADISPER del paquete Vegan (Oksanen *et al.*, 2009) del programa R (Development Core Team, 2009). Las permutaciones se hacen con el fin de obtener una distribución teórica para los datos para buscar diferencias en la composición de especies dentro y entre los hábitats; 200 permutaciones equivalen a 0.005, lo que es el número mínimo de probabilidad con que se rechaza la hipótesis nula (de no diferencia en la composición de especies entre tipos de cobertura).

Por otro lado, se contó con algunas variables ambientales (promedios mensuales de precipitación (mm), humedad (%) y temperatura (°C)), las cuales se utilizaron para ser analizadas con todas las especies de las coberturas vegetales nativas. No se contó con información para todos los meses, por lo que sólo se analizaron aquellos meses que poseían las tres variables. Para dicho análisis se utilizó un CCA, analizando el total mensual de la abundancia de cada especie y el promedio mensual de las variables ambientales.

### **IV.3 Tendencias de Abundancia de las Especies de Aves de las Coberturas Vegetales Nativas**

Para calcular el valor de probabilidad de los modelos de tendencias de la abundancia, se realizó un Análisis de Varianza (ANOVA) de un factor. Este análisis se hizo de las especies seleccionadas de la avifauna de coberturas vegetales nativas.

Las tendencias se graficaron usando la variable de número de individuos por especie en gráficos de puntos donde se muestra el error estándar y aplicando una curva de suavidad. Asimismo, se graficó el número de individuos por especie usando gráficos de barras, en el programa InfoStat (2009).

Para este mismo grupo de especies se llevó a cabo un análisis para relacionar su abundancia con algunas variables ambientales y espaciales. Para el análisis de las variables ambientales se hizo el mismo procedimiento que el análisis de las variables ambientales para todas las especies, sólo que en este caso se usó el

total mensual únicamente de las especies seleccionadas para analizar sus tendencias. Las variables ambientales fueron las mismas: promedios mensuales de temperatura, precipitación y humedad y también se analizaron usando un CCA. Para las variables espaciales, también se utilizó un CCA, pero en este caso se usó el total de las especies por punto de muestreo a lo largo de todos los años, ya que las variables espaciales se obtuvieron a nivel de punto y no a través del tiempo. Las variables espaciales usadas fueron: Índice de Matriz Circundante (IMC), distancia al pastizal inducido más cercano (m) y distancia con la cobertura vegetal nativa más cercana (m).

#### ***IV.3.1 Tendencias de Abundancia de Especies Raras***

Por otro lado, en los puntos de conteo se asume que todos los individuos tienen la misma probabilidad de ser detectados, además, el 95% de la detección de aves, en puntos de conteo en bosques, es por medio de cantos, donde se debe estimar la distancia a la que el ave se encuentra, para decidir si se encuentra dentro de la distancia definida alrededor del punto de conteo; dados dichos supuestos, pueden existir sesgos en los monitoreos por puntos de conteo, donde factores como la probabilidad de detección real de los individuos, orientación de cantos, tasa de cantos, distancia de individuos, estimación de la distancia y habilidad de los observadores mismos, son algunos de los factores que pueden influir en la sub o sobre estimación de la abundancia (Alldredg, *et al.*, 2007; Alldredg, *et al.*, 2008). Por lo anterior, es importante enfatizar que en los monitoreos pueden estar presentes algunas especies que son “abundantes” o “raras” sólo por efecto del monitoreo mismo, por lo que es indispensable seleccionar aquellas especies que verdaderamente se sospechen como raras en la comunidad.

Para el caso del monitoreo de las aves terrestres de la Reserva Ría Lagarlos, las aves rapaces, acuáticas, playeras y nocturnas que pudieran registrarse se consideraron incidentales (debido a que el monitoreo no se enfocó a sus hábitats o es incompatible con sus hábitos), pero ello no implica que, forzosamente, sean especies raras o de baja abundancia en el sitio. Asimismo, las especies migratorias no fueron consideradas, ya que al estar presentes sólo una temporada en el año y a que muchas de ellas usan la Reserva sólo como sitio de descanso para llegar a otros lugares, su abundancia podría no ser alta en el monitoreo, pero no así en su población real. Por ello, se seleccionaron como especies raras a aquellas especies que cumplieran los siguientes requisitos: terrestres, con poblaciones residentes, de hábitos diurnos y que tuvieran 10 individuos o menos en cada año del monitoreo.

Dado que los registros de estas especies fueron esporádicos, fue imposible calcular valores de probabilidad o establecer un modelo de tendencia. Por ello, se enfocó la interpretación de sus registros a sus distribuciones reportadas.

#### **IV.4 Comparación de la Avifauna de los Poteros y las Coberturas Vegetales Nativas**

Para llevar a cabo la comparación de la avifauna de los pastizales inducidos con las coberturas vegetales nativas, se utilizaron los datos de junio de 2008 a mayo de 2009, ya que es el periodo en que se tiene información de los pastizales inducidos. Para la comparación se llevó a cabo un análisis multivariado utilizando el índice de disimilitud de Bray-Curtis en las subrutinas ADONIS y BETADISPER

del paquete Vegan (Oksanen *et al.*, 2009) del programa R (Development Core Team, 2009).

Para identificar el aporte de cada uno de los tipos de cobertura vegetal se hizo un primer análisis con un CCA, registrando la inercia total, así como el valor de probabilidad. Como siguiente paso se ejecutó nuevamente un CCA con covariables, eliminando a una cobertura a la vez y colocándola como covariable; se registró la inercia de cada análisis, la cual fue restada a la inercia total para obtener el aporte de cada cobertura. La partición de la varianza, es decir el aporte individual a la diversidad de aves, se llevó a cabo de acuerdo al Cuadro 2.

**Cuadro 2.** Descripción y explicación del cálculo para la partición de la varianza

TIPO DE VARIANZA	DESCRIPCIÓN	CÁLCULO
Total	Aquella que incluye las individuales, la no explicada y la redundante	Valor resultante de inercia total de todos los ejes (no canónicos)
Individual	Aquella explicada por cada tipo de cobertura vegetal	Inercia total de los ejes canónicos - inercia individual de los ejes canónicos (para cada una de las coberturas vegetales)
Redundante	Aquella que es explicada por más de una de las varianzas	Valor absoluto de: valor de la inercia total

	individuales	de los ejes canónicos –la suma de todas la inercias individuales
No explicada	Aquella que no puede ser explicada por ninguno de los componentes del modelo	Valor resultante de inercia total de todos los ejes (no canónicos) - la suma de todas la inercias individuales-la inercia redundante

Se utilizó el CCA para analizar la partición de la varianza ( $\beta$  diversidad) ya que puede ser particionada en sus diferentes componentes usando métodos de análisis canónicos como CCA o RDA. Estos métodos permiten particionar la variación de  $\beta$  de cada comunidad entre variables ambientales y espaciales y determinar si los factores (como los tipos de cobertura) que controlan la organización espacial son los mismos para diferentes grupos de organismos (Legendre, 2007; Legendre *et al.*, 2005).

#### **IV.4.1 Avifauna de los Pastizales inducidos**

Para estimar la variación en la composición de especies de aves entre los dos tipos de pastizales inducidos se utilizó el enfoque de ANOVA multivariada permutada (usando 999 permutaciones) basada en una matriz de distancia construida con el índice de Bray-Curtis, usando la subrutina ADONIS; esta prueba mide la diferencia en la composición de especies entre sitios.

También se evaluó la variación en la composición de especies en cada uno de los tipos de pastizales inducidos usando la subrutina BETADISPER, la cual es análoga a una prueba de homogeneidad de varianzas de Levine. Ambas subrutinas pertenecen al paquete Vegan (Oksanen *et al.*, 2009) del programa R (Development Core Team, 2009).

## V. Resultados

Los registros de aves del Programa de Monitoreo de Aves Terrestres de la RBRL fueron de 77,814 individuos de 239 especies, de 53 familias. Las familias de aves más representativas de este período son: Tyrannidae con 25 especies, Parulidae con 22, Icteridae con 14, Ardeidae con 11 y Accipitridae con 10. Del total de especies, 164 son residentes, 71 migratorias y cuatro poseen poblaciones residentes y migratorias. Se encontraron 35 especies listadas en CITES (para México), 7 en la Lista Roja de UICN y 35 en la NOM-059-SEMARNAT-2010. En la selva baja espinosa se registraron 25,265 aves, en el manglar 22,124, en la duna costera fueron 16,992 y en la selva mediana fueron 13,433.

Para el caso de los pastizales inducidos, se registraron 3,104 aves, de 102 especies de 31 familias, de las cuales 81 son residentes, 20 migratorias y una con poblaciones residentes y migratorias. Las familias más representativas son: Tyrannidae con 16 especies, Cardinalidae con nueve e Icteridae con ocho.

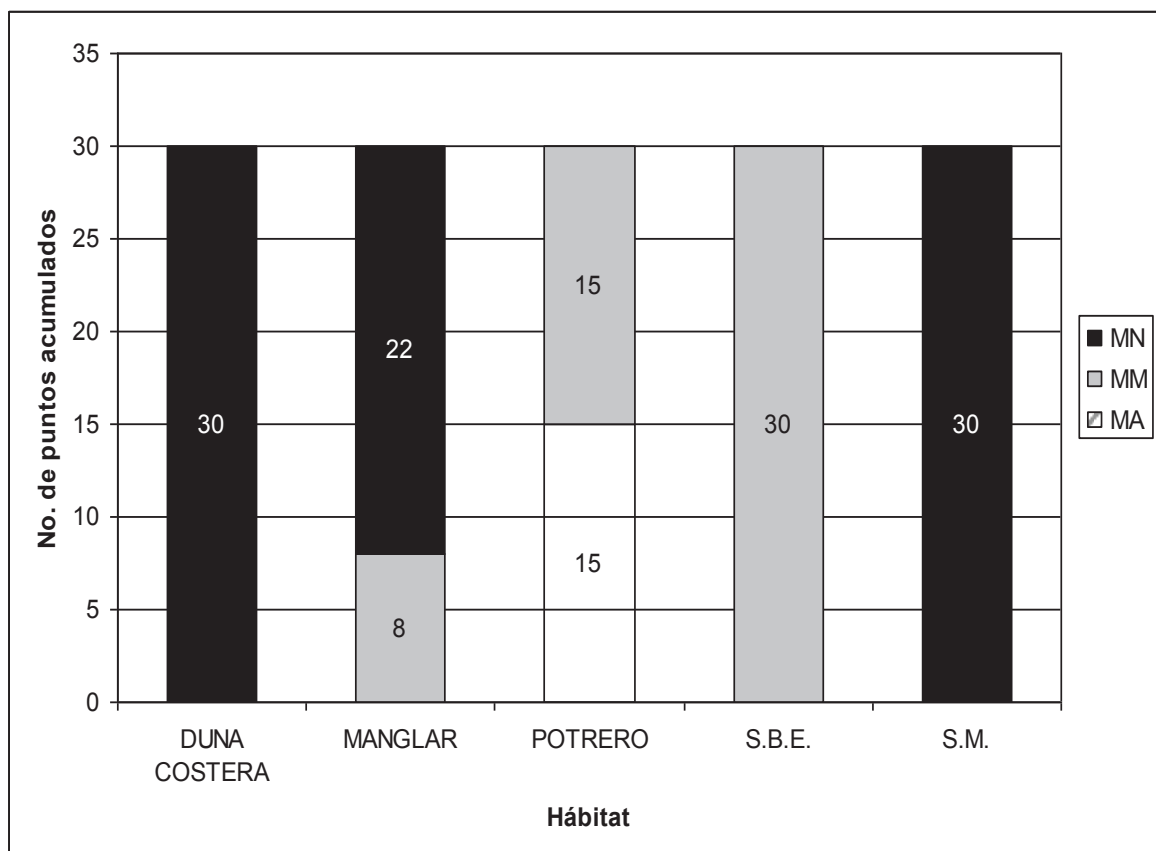
### V.1 Índice de Matriz Circundante (IMC) y Otras Variables Espaciales

De acuerdo al IMC, se clasificó la matriz que rodea tanto a los pastizales inducidos como las coberturas vegetales nativas de acuerdo a los siguientes valores:

Rango del valor del IMC	Tipo
0-0.15	Matriz antropogénica
0.151-0.85	Matriz mixta
0.851-1	Matriz natural

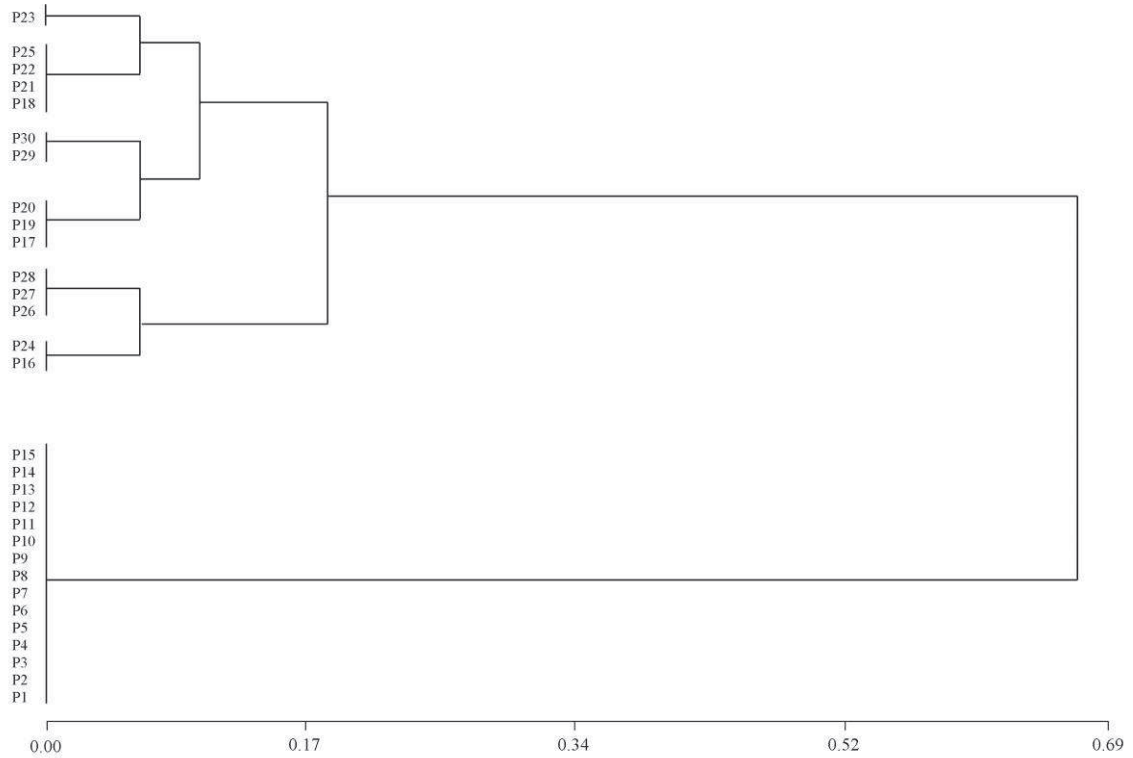


Así, se encontraron 15 puntos con matriz antropogénica los cuales todos son pastizales inducidos y a los que se les denominó Pastizales inducidos de Matriz Antropogénica (PMA); 53 puntos con matriz mixta, de los cuales 15 son pastizales inducidos, denominados Pastizales inducidos de Matriz Mixta (PMM), 8 puntos en manglares y 30 puntos en selva baja espinosa y; 82 puntos en matriz natural, de los cuales 30 están en duna costera, 22 en manglar y 30 en selva mediana. Asimismo se encontró que sólo 34 de los 150 puntos de conteo se ubicaron en fragmentos delimitados, estando la mayoría en sitios continuos. Por otro lado 60 de los puntos de conteo tienen algún pastizal inducido en su colindancia (Apéndice 2, Figura 5).

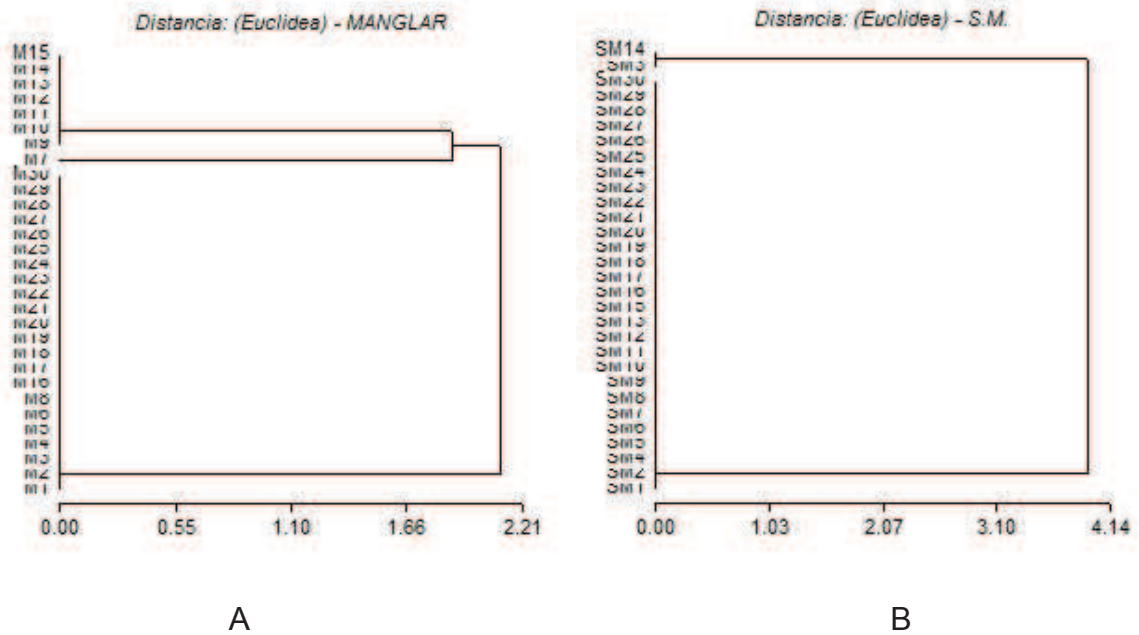


**Figura 5.** Gráfico de barras acumuladas del número de puntos de cada clasificación según el valor del IMC (MN=matriz natural, MM=matriz mixta, MA=matriz antropogénica).

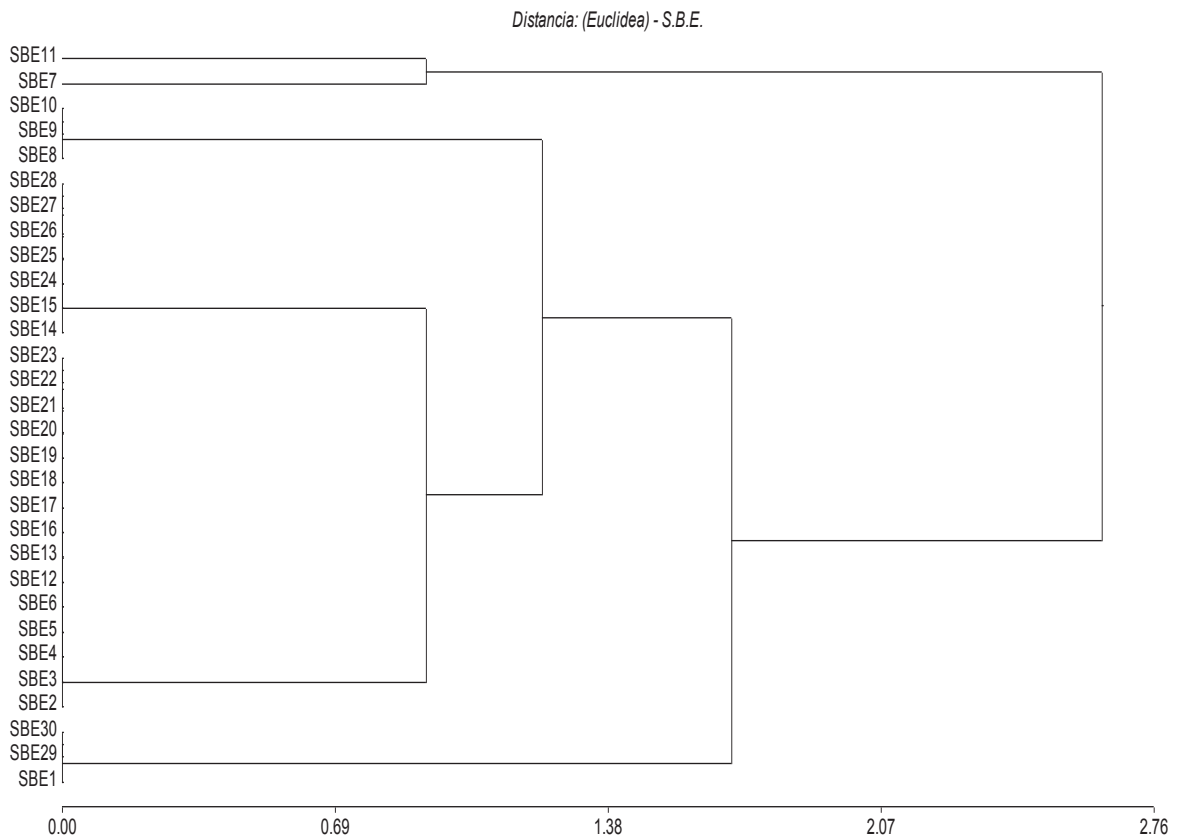
Para el caso de los pastizales inducidos, según el análisis de conglomerados se ven claramente dos grupos, siendo que los PMA están en un solo grupo y los PMM en varios subgrupos (Figura 6). Para el caso de la duna costera, todos los puntos son de MN (matriz natural) por lo que no forman grupos, siendo un solo bloque. Para el caso del manglar se forman dos grandes grupos claramente diferenciados (Figura 7 A) y en la selva mediana aparece un pequeño grupo que, aunque sigue siendo de matriz natural, son valores menores a uno, mientras que el resto de los puntos tienen el uno absoluto (Figura 7 B). En el caso de la selva baja espinosa, se pueden ver dos grandes grupos conformados a su vez por subgrupos (Figura 8). Sin embargo, todos son de matriz natural, pero algunos puntos se ubican cerca del límite inferior y otros están cerca del límite superior, habiendo pequeñas diferencias a pesar de estar clasificados en el mismo grupo, al igual que la selva mediana.



**Figura 6.** Gráfico del análisis de conglomerados para los pastizales inducidos (coeficiente cofenético=0.972).



**Figura 7.** Gráfico de conglomerados para el manglar (A) (coeficiente cofenético=0.935) y la selva mediana (B) (coeficiente cofenético=1.0).



**Figura 8.** Gráfico de conglomerados para la selva baja espinosa (coeficiente cofenético=0.895).

## V.2 Avifauna de las Coberturas Vegetales Nativas

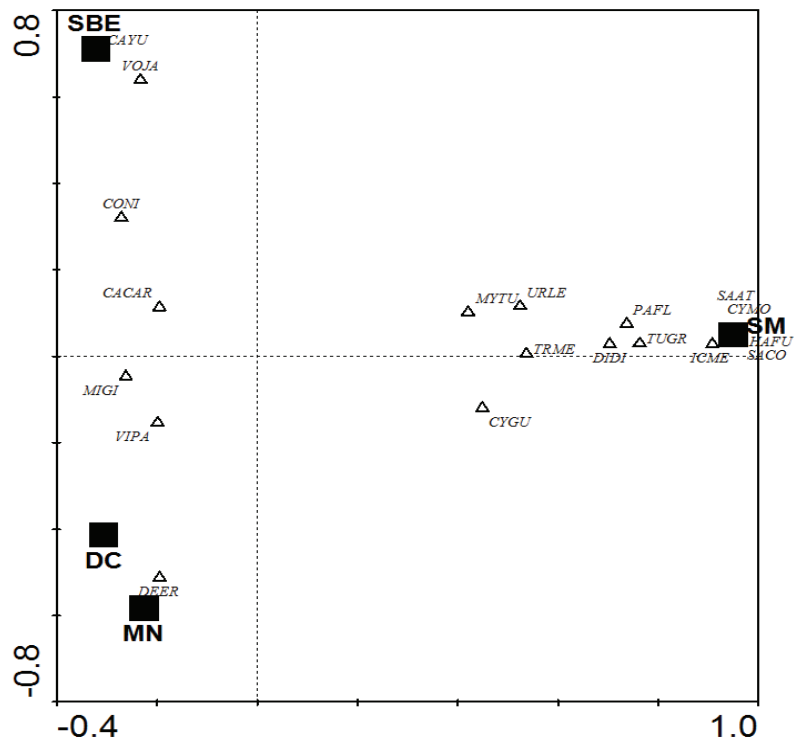
Utilizando la regla de paso se seleccionaron 64 especies (Apéndice 3) con las cuales se trabajó para el análisis de tendencias y con la varianza para años y tipos de coberturas vegetales. Para cada año se obtuvo un número de especies que fue 19 en 2004 hasta 36 en 2006 (Cuadro 3).

**Cuadro 3.** Número de especies seleccionadas, según la regla de paso, para cada año.

AÑO	REGLA DE PASO (%)	NO. DE ESPECIES
2004	5.7	19
2005	3.9	27
2005	4.9	36
2007	4.8	31
2008	5.8	28
2009	6.9	26

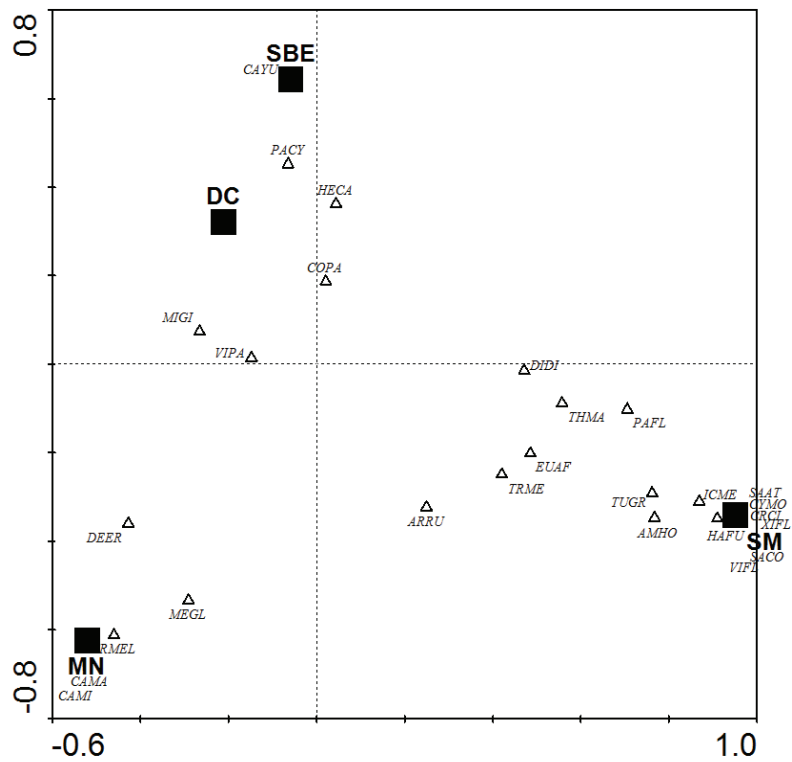
De las 64 especies seleccionadas únicamente cuatro especies aparecieron un solo año y siete todos los años (Apéndice 4) y 23 usan áreas abiertas o semiabiertas además de otros tipos de hábitat.

Para el año 2004, se observa una clara separación de la selva baja espinosa y la selva mediana respecto a la duna costera y el manglar (varianza acumulada por los dos primeros ejes canónicos: 82.9;  $F=21.108$ ;  $P=0.0020$ ). El manglar y la duna costera presentan mayor semejanza entre sí (Figura 9).



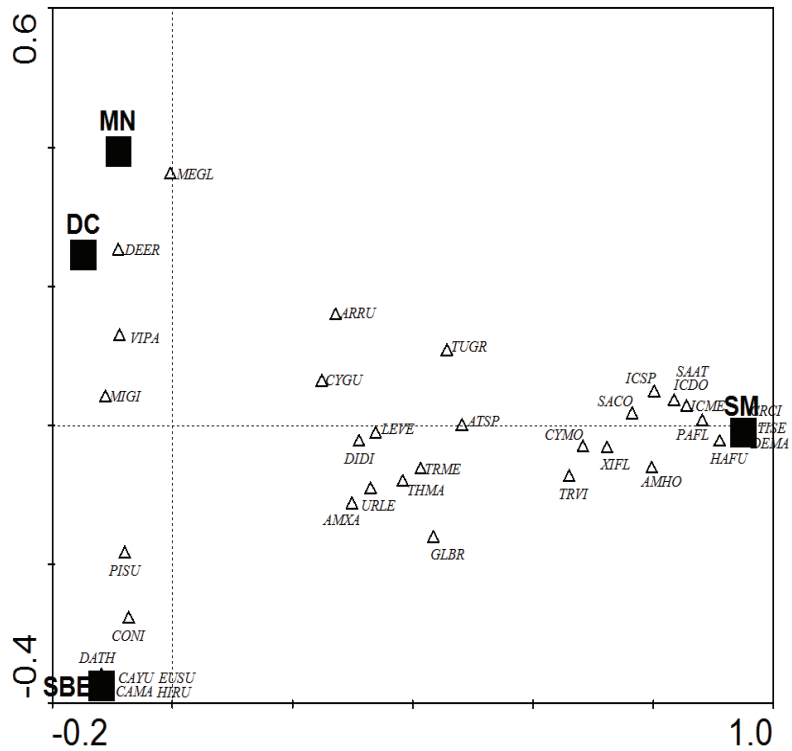
**Figura 9.** Análisis de Correspondencia Canónica para el año 2004 (varianza acumulada por los dos primeros ejes canónicos: 82.9;  $F=21.108$ ;  $P=0.0020$ ).

Para el año 2005, se observó mayor semejanza entre la selva baja espinosa y la duna costera, siendo la selva mediana y el manglar los que se diferencian de estos dos (varianza acumulada por los dos primeros ejes canónicos: 83.6;  $F=14.888$ ;  $P=0.0020$ , Figura 10).



**Figura 10.** Análisis de Correspondencia Canónica para el año 2005 (varianza acumulada por los dos primeros ejes canónicos: 83.6;  $F=14.888$ ;  $P=0.0020$ ).

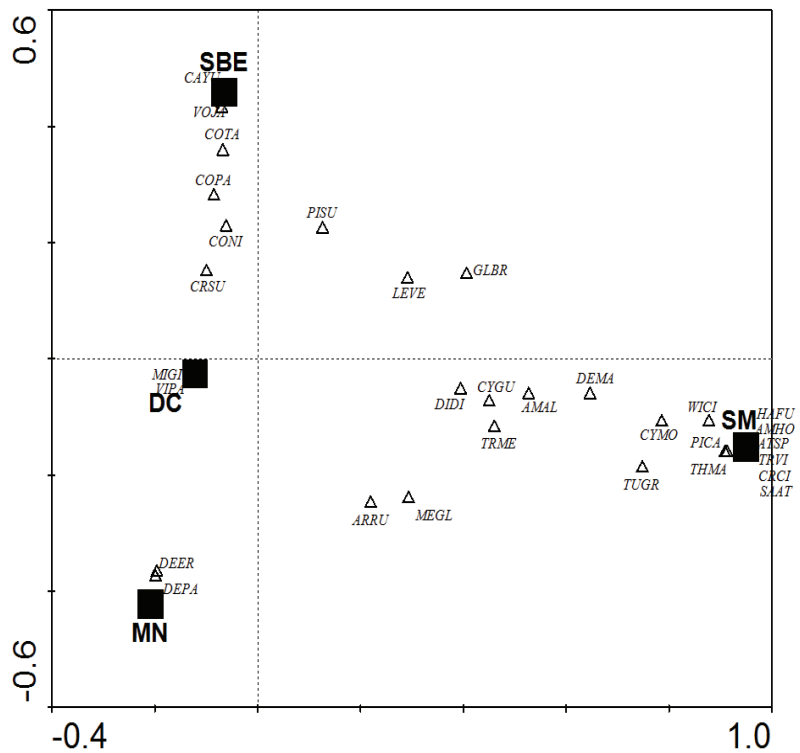
Para el año 2006 se repite el patrón observado en 2004, donde los dos tipos de selva se diferencian claramente de la duna costera y el manglar (varianza acumulada por los dos primeros ejes canónicos: 83.5;  $F=8.040$ ;  $P=0.0020$ , Figura 11).



**Figura 11.** Análisis de Correspondencia Canónica para el año 2006 (varianza acumulada por los dos primeros ejes canónicos: 83.5;  $F=8.040$ ;  $P=0.0020$ ).

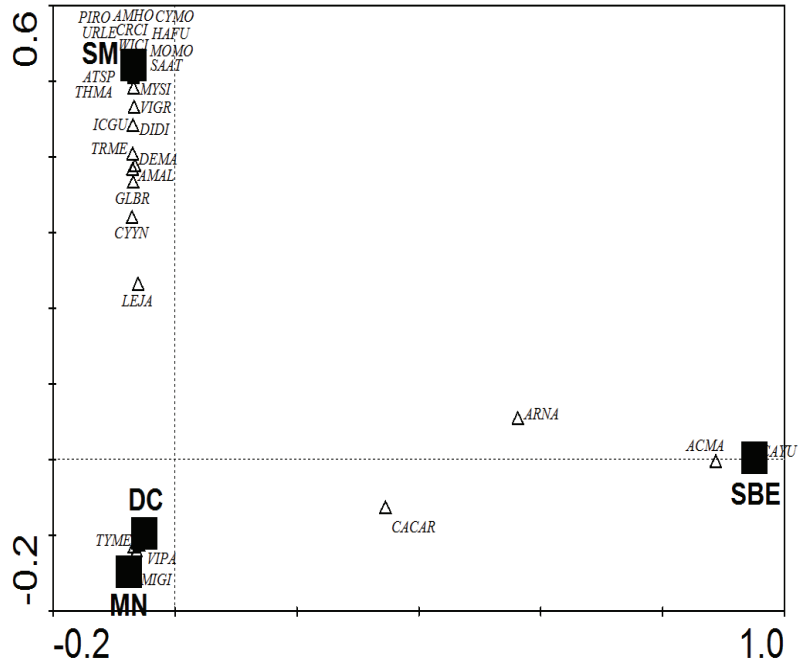
Para 2007, aunque existe una mayor semejanza entre el manglar y la duna costera no es tanta como en el año 2004 y 2006, sin embargo las selvas siguen mostrando clara diferenciación (varianza acumulada por los dos primeros ejes canónicos: 76.4;  $F=13.882$ ;  $P=0.0020$ , Figura 12).



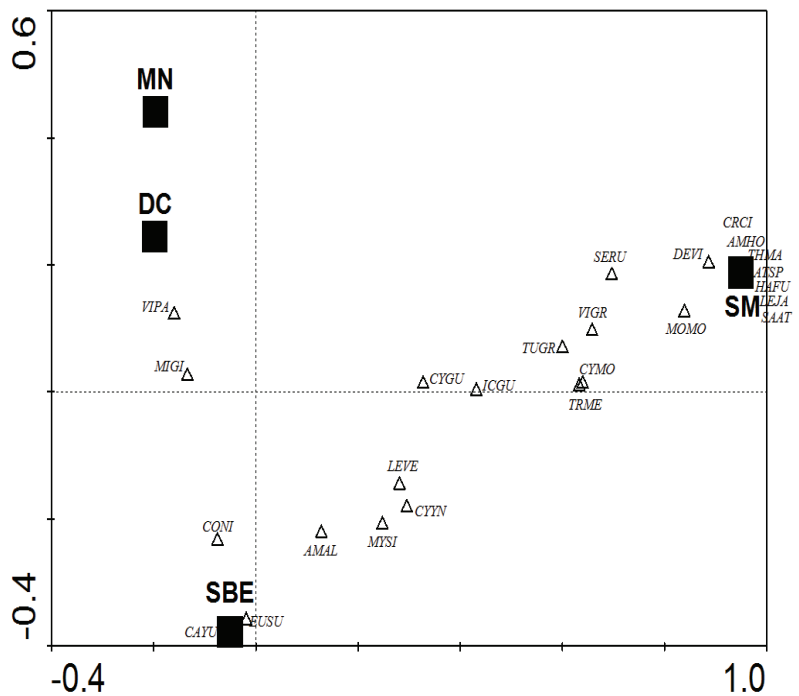


**Figura 12.** Análisis de Correspondencia Canónica para el año 2007 (varianza acumulada por los dos primeros ejes canónicos: 76.4;  $F=13.882$ ;  $P=0.0020$ ).

En los años 2008 y 2009 se mantiene el patrón donde la duna costera y el manglar presentan mayor semejanza entre ellos que respecto a las selvas, siendo las selvas las que presentan clara diferenciación (2008: varianza acumulada por los dos primeros ejes canónicos: 83.5;  $F=26.549$ ;  $P=0.0020$ , Figura 13; 2009: varianza acumulada por los dos primeros ejes canónicos: 79.8;  $F=10.758$ ;  $P=0.0020$ , Figura 14).

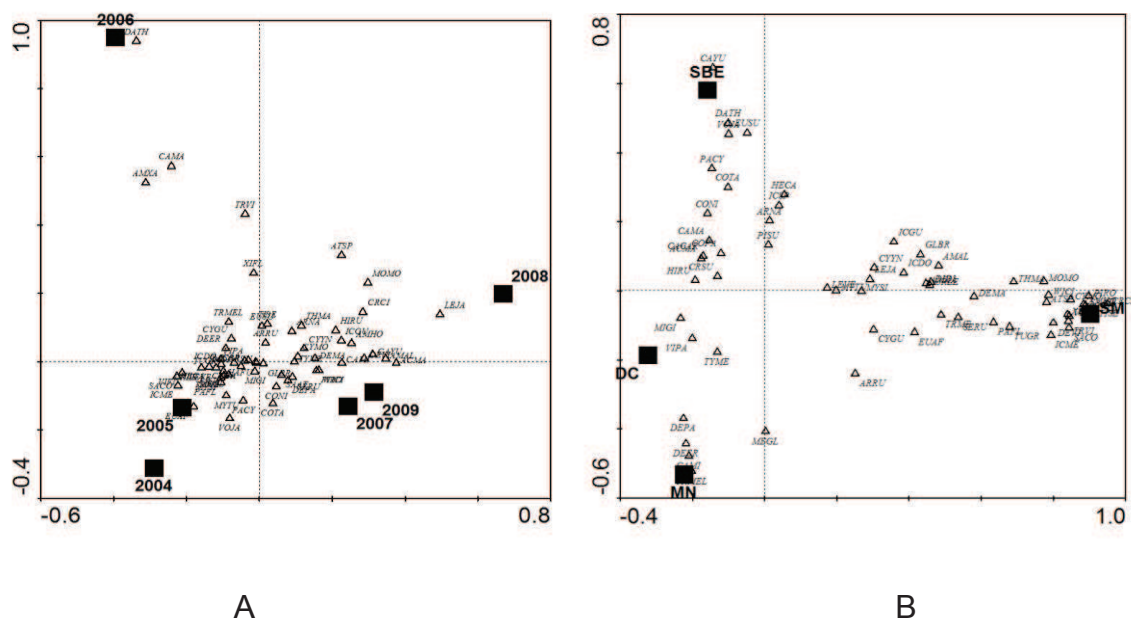


**Figura 13.** Análisis de Correspondencia Canónica para el año 2008 (varianza acumulada por los dos primeros ejes canónicos: 83.5;  $F=26.549$ ;  $P=0.0020$ ).

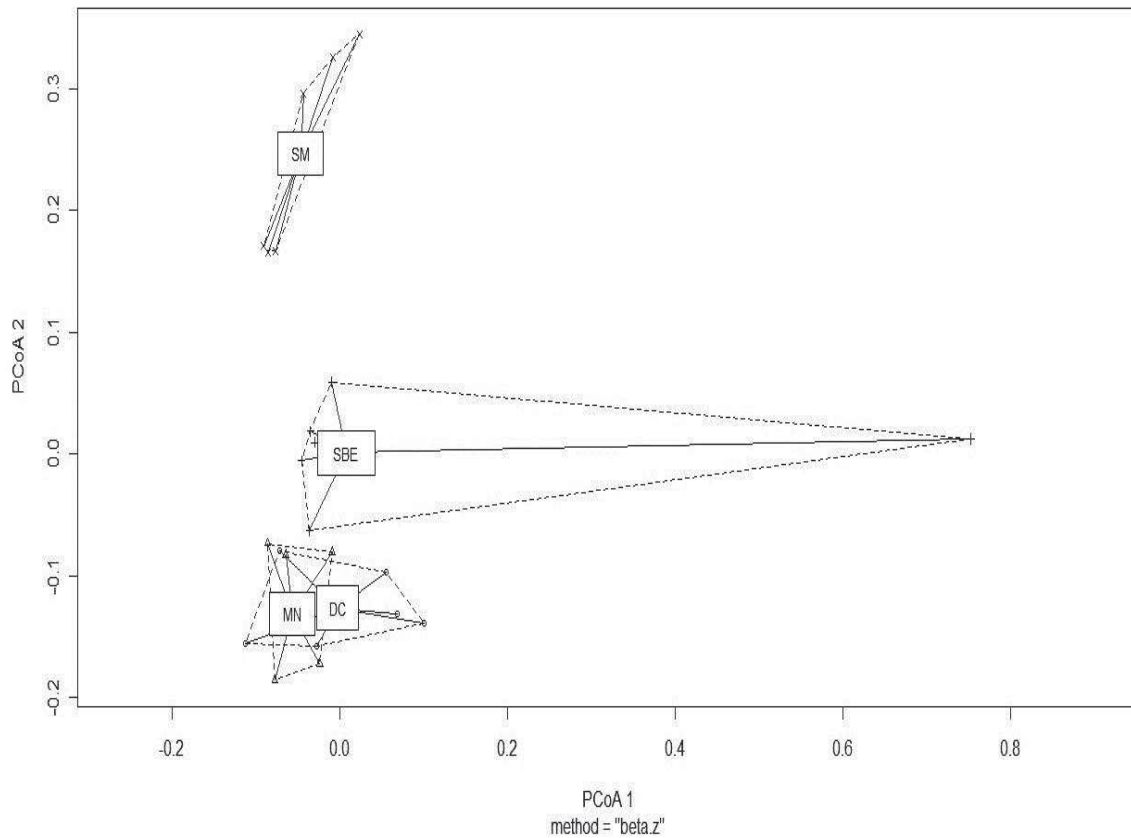


**Figura 14.** Análisis de Correspondencia Canónica para el año 2009 (varianza acumulada por los dos primeros ejes canónicos: 79.8;  $F=10.758$ ;  $P=0.0020$ ).

A nivel de años, los años 2004 y 2005 presentan gran semejanza entre sí al igual que 2007 y 2009, siendo los años 2008 y 2006 los que se diferencian de los demás (varianza acumulada por los dos primeros ejes canónicos: 72.9;  $F=35.672$ ;  $P=0.0020$ , Figura 15 A). Para el caso de las coberturas, a nivel global, el patrón de la diferenciación de la selvas se mantiene mientras que la duna costera y el manglar mantienen semejanza entre sí (varianza acumulada por los dos primeros ejes canónicos: 88.3;  $F=180.839$ ;  $P=0.0020$ , Figura 15 B); la diferencia por hábitat se ve claramente en la Figura 16, donde se muestra que la composición de especies de las dos selvas son las más diferentes, habiendo mayor semejanza entre la duna costera y el manglar ( $F_{3,20}=4.007793$ ,  $P=0.004975$ ).



**Figura 15. A:** Análisis de Correspondencia Canónica para todos los años (varianza acumulada por los dos primeros ejes canónicos: 72.9;  $F=35.672$ ;  $P=0.0020$ ); **B:** Análisis de Correspondencia Canónica para todas las coberturas vegetales nativas (varianza acumulada por los dos primeros ejes canónicos: 88.3;  $F=180.839$ ;  $P=0.0020$ ).



**Figura 16.** Gráfico “spider-plot” de los resultados del análisis de dispersión multivarada de homogeneidad de matrices, donde se muestran diferencias ( $F_{3,20}=4.007793$ ,  $P=0.004975$ ) en la variación de la composición de especies entre las coberturas vegetales nativas (SM=selva mediana, SBE=selva baja espinosa, MN=manglar, DC=duna costera).

Respecto a la exclusividad de las especies, sólo tres especies fueron exclusivas de la selva mediana (*Crypturellus cinnamomeus*, *Piranga roseogularis* y *Tityra semifasciata*), una del manglar (*Calidris minutilla*) y una de la selva baja espinosa (*Campylorhynchus yucatanicus*). Sin embargo, considerando que podría haber casos de presencia incidental, se encontró que cuatro especies fueron exclusivas o casi exclusivas del manglar (*Actitis macularius*, *Calidris minutilla*, *Setophaga*

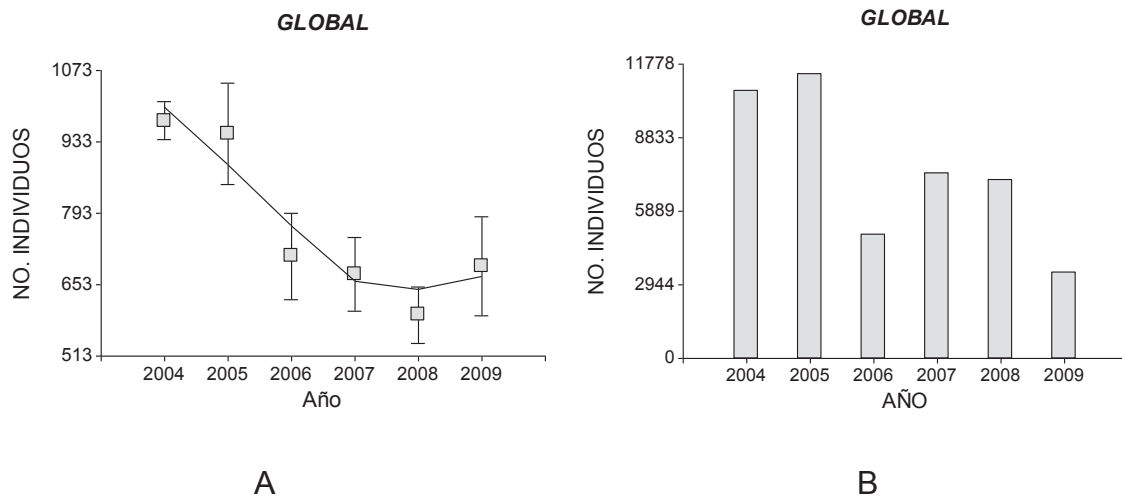
*petechia erithachorides*-subespecie- y *Tringa melanoleuca*) cuatro de la selva baja espinosa (*Campylorhynchus yucatanicus*, *Dactylortyx thoracicus*, *Eumomota superciliosa* y *Volatinia jacarina*) y 17 de la selva mediana (Apéndice 5), considerando como casi exclusiva cuando presenta abundancia de más del 80% en una cobertura vegetal. De todas las especies exclusivas o casi exclusivas, sólo cuatro son especies que prefieren las áreas abiertas o semiabiertas (*Psilorhinus morio*, *Setophaga virens*, *Patagioenas flavirostris* y *V. jacarina*).

Para las variables ambientales de temperatura, humedad y precipitación, se contó con 50 meses con la información completa (Apéndice 6) y en el análisis estadístico no se encontró relación con las especies a lo largo del tiempo (varianza acumulada por los dos primeros ejes canónicos: 87.5;  $F=0.67$ ;  $P=0.7580$ ).

### **V.3 Tendencias de Abundancia de las Especies de Aves de las Coberturas Vegetales Nativas**

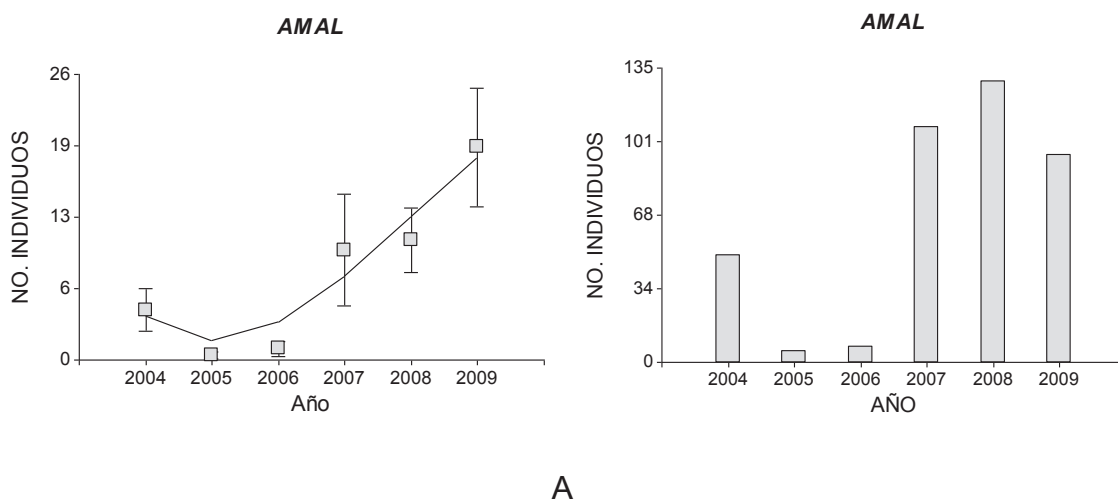
Para el análisis de las tendencias, 28 especies resultaron con cambios en la tendencia de carácter significativo (Apéndice 7), de las cuales sólo cuatro están bajo algún estatus de protección y cinco son migratorias.

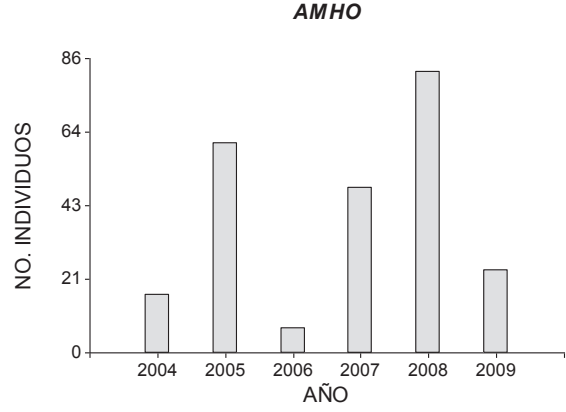
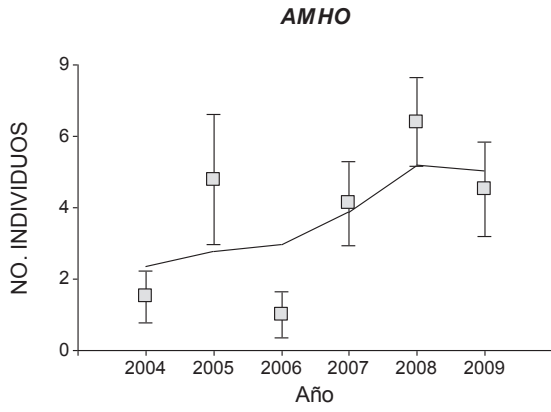
De forma global, considerando a aquellas especies con cambios significativos en su tendencia de abundancia, se observa que la tendencia es hacia la disminución ( $F_{5, 5986}=5.58$ ,  $P<0.0001$ ; Figura 17). Para las especies con modelos no significativos se pueden apreciar sus gráficos de abundancia de individuos en el Apéndice 8.



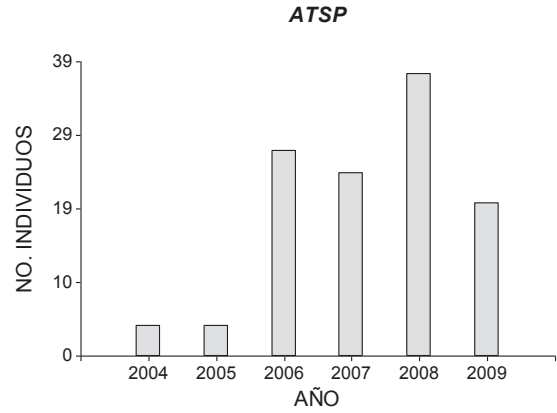
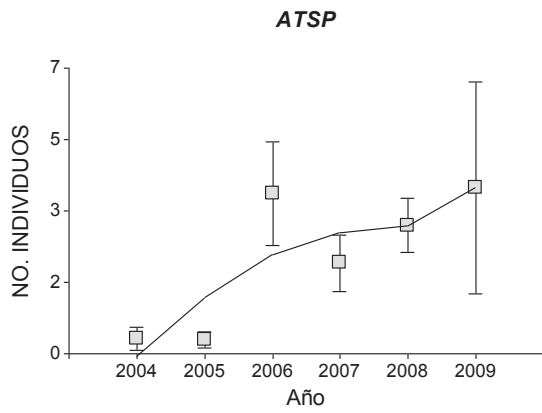
**Figura 17.** Tendencia global A) modelo y B) abundancia de las especies con cambios significativos en su tendencia de abundancia.

Las especies *Amazona albifrons* (AMAL), *Amblycercus holosericeus* (AMHO), *Attila spadiceus* (ATSP), *Crypturellus cinnamomeus* (CRCI), *Setophaga virens* (DEVI), *Icterus gularis* (ICGU), *Leptotila jamaicensis* (LEJA) y *Momotus momota* (MOMO), presentaron aumentos en la tendencia (Figura 18, A-H), en algunos casos muy marcados y en otros aumentos menos importantes. Todas estas especies tienen en común el uso de los bosques además de otras áreas, ya sean bordes, áreas abiertas o semiabiertas.

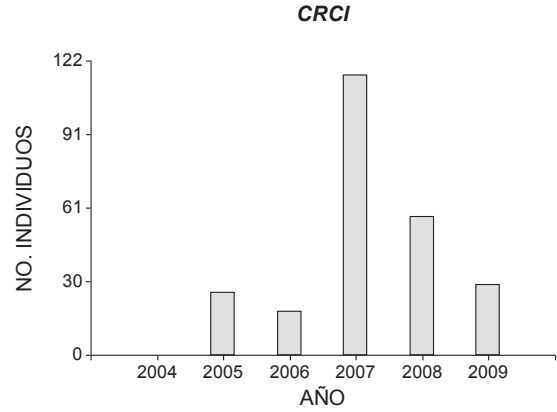
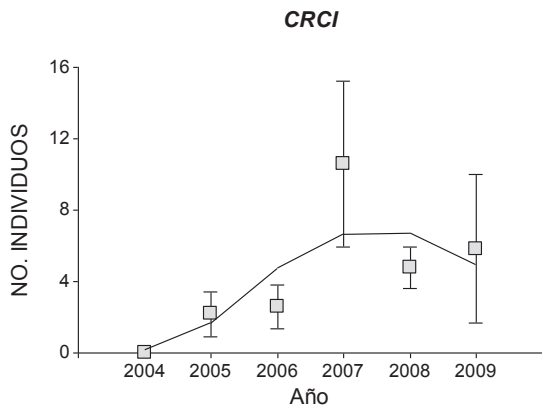




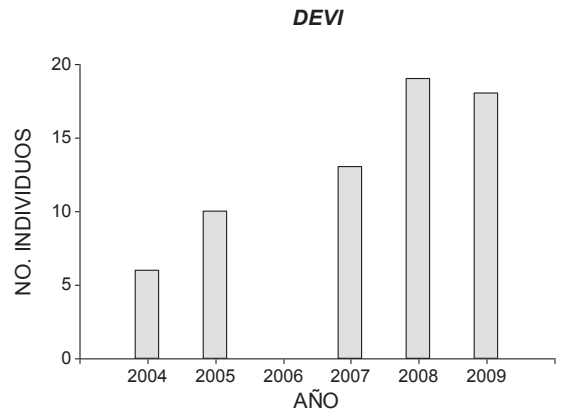
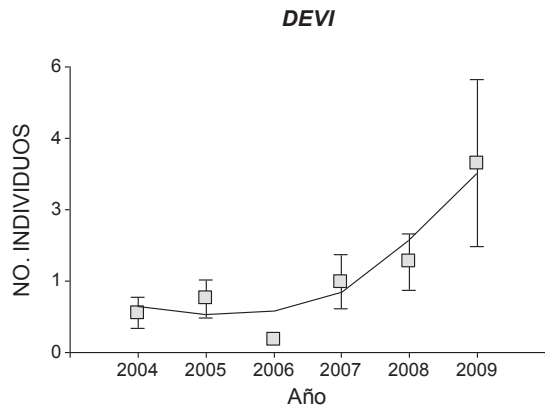
**B**



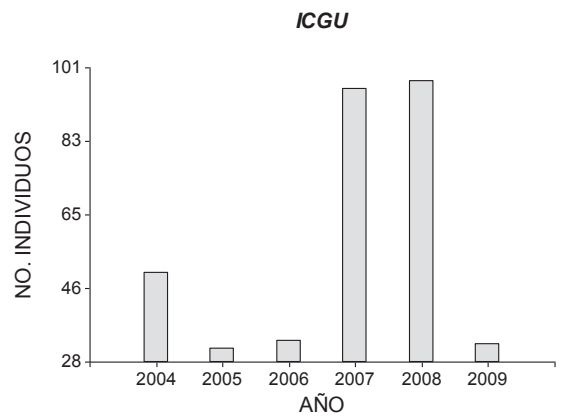
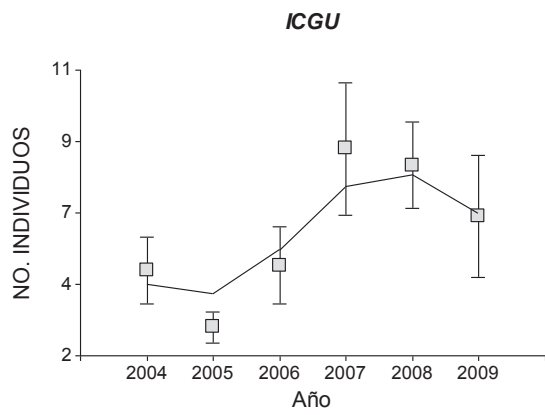
**C**



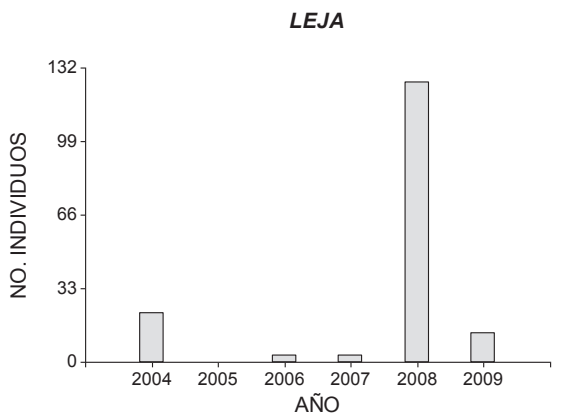
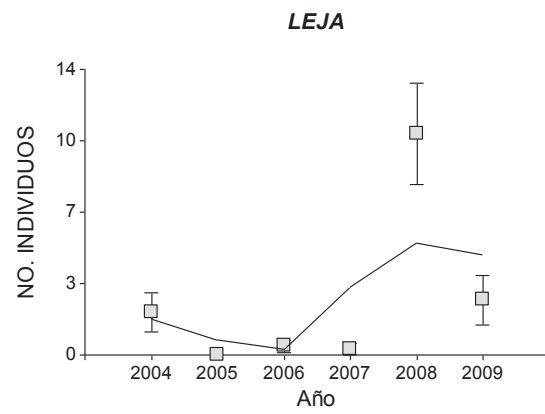
**D**



E

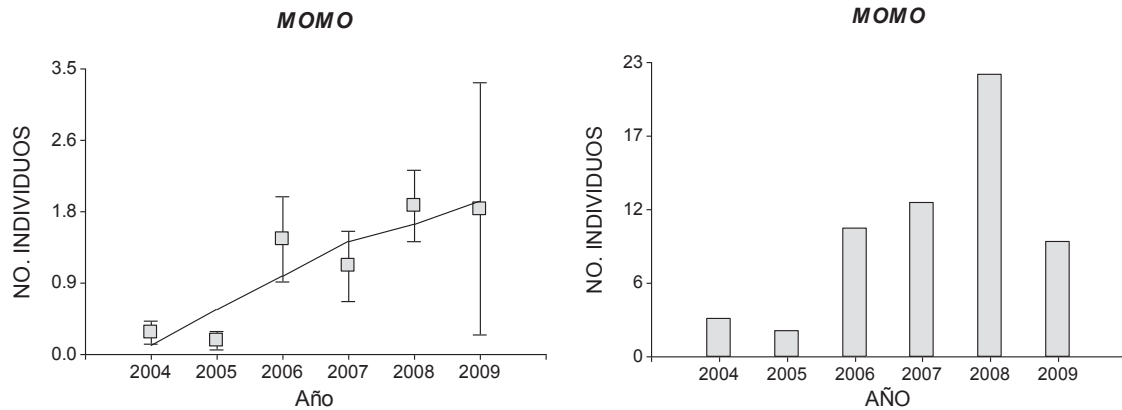


F



G

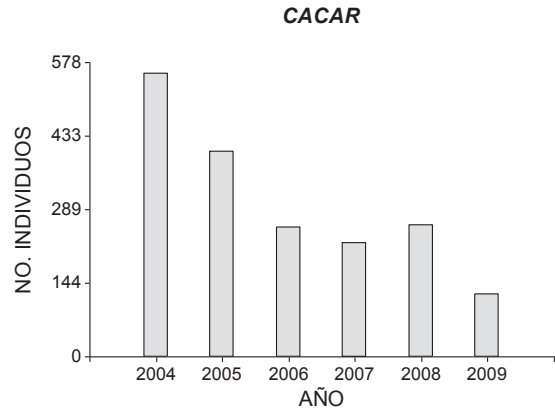
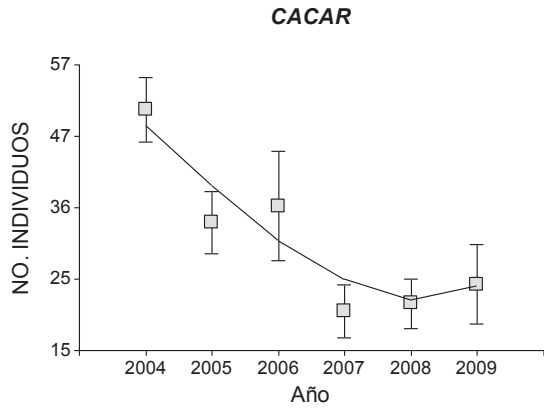




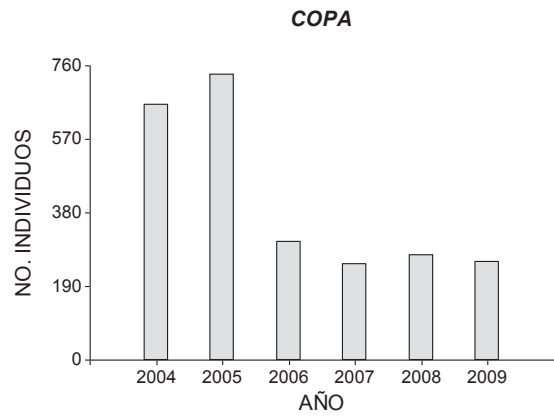
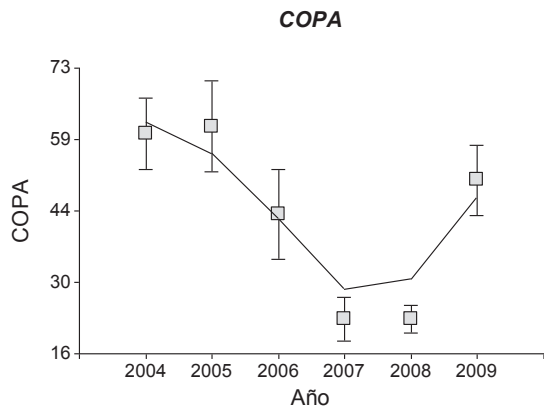
H

**Figura 18.** Tendencias (modelos y abundancia) de las especies: *Amazona albifrons* (AMAL, A), *Amblycercus holosericeus* (AMHO, B), *Attila spadiceus* (ATSP, C), *Crypturellus cinnamomeus* (CRCI, D), *Setophaga virens* (DEVI, E), *Icterus gularis* (ICGU, F), *Leptotila jamaicensis* (LEJA, G) y *Momotus momota* (MOMO, H).

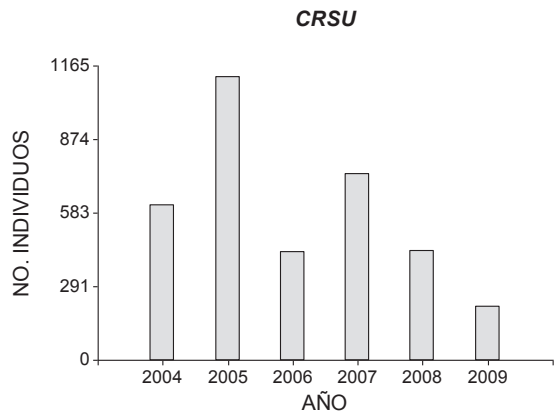
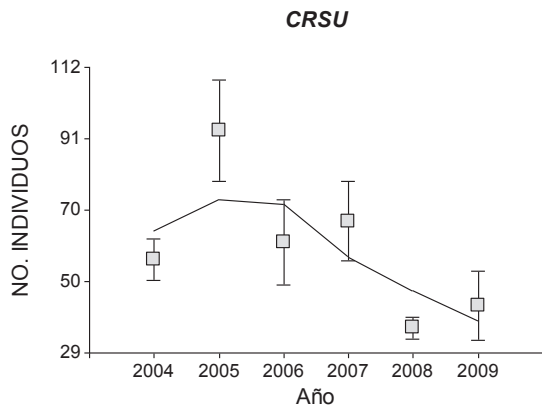
Contrario a las especies antes mencionadas, las siguientes especies muestran disminuciones en su tendencia: *Cardinalis cardinalis* (CACAR), *Columbina passerina* (COPA), *Crotophaga sulcirostris* (CRSU), *Euphonia affinis* (EUAF), *Herpetotheres cachinnans* (HECA), *Icterus dominicensis* (ICDO), *Leptotila verreauxi* (LEVE), *Mimus gilvus* (MIGI), *Myiozetetes similis* (MYSI), *Myiarchus tuberculifer* (MYTU), *Passerina cyanea* (PACY), *Piranga roseogularis* (PIRO), *Pitangus sulphuratus* (PISU), *Uropsila leucogastra* (URLE), *Vireo pallens* (VIPA) y *Volatinia jacarina* (VOJA) (Figura 19, A-P).



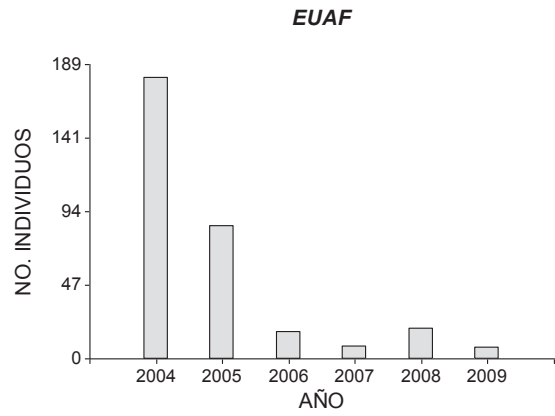
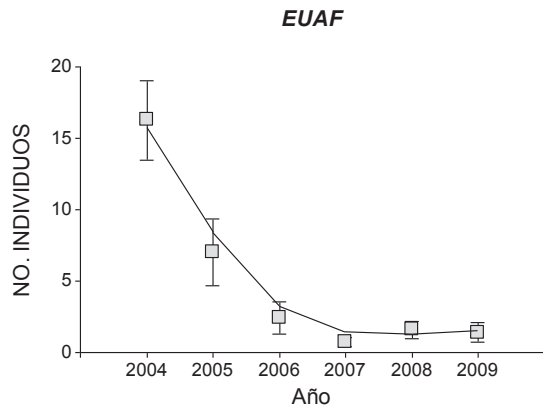
A



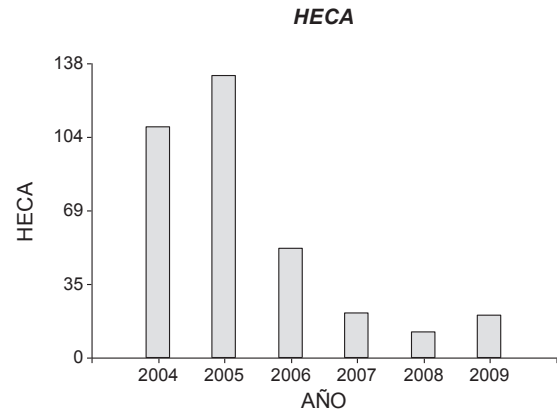
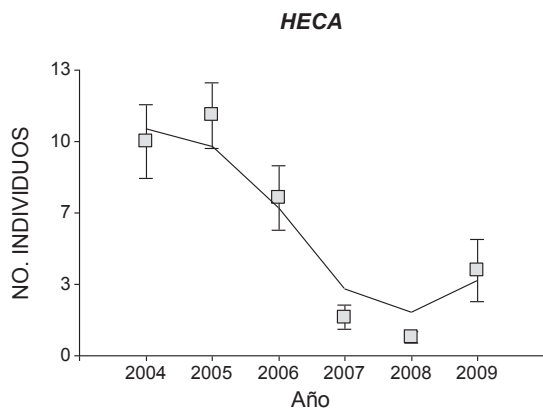
B



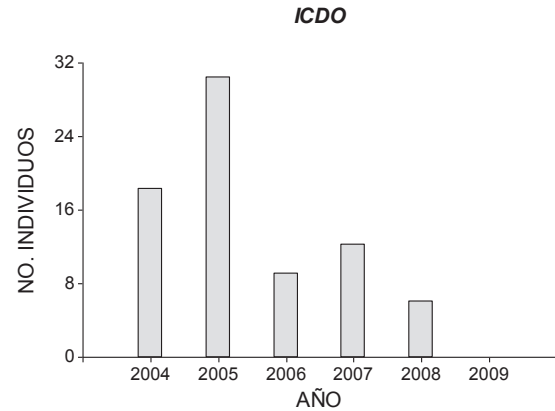
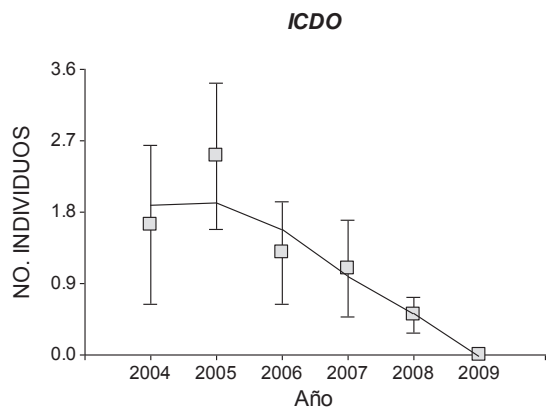
C



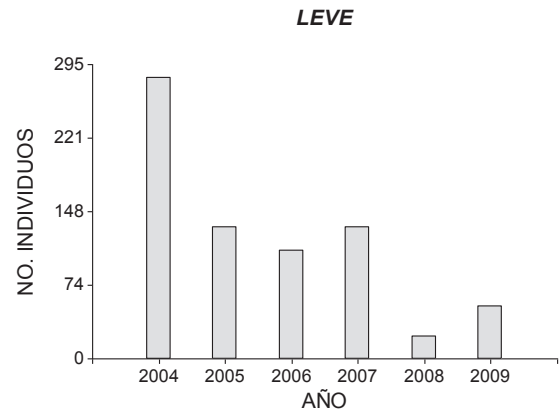
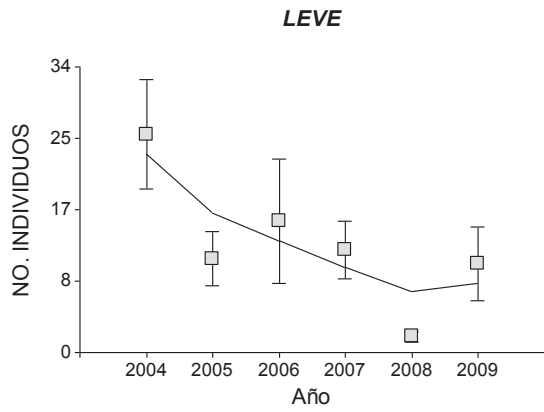
D



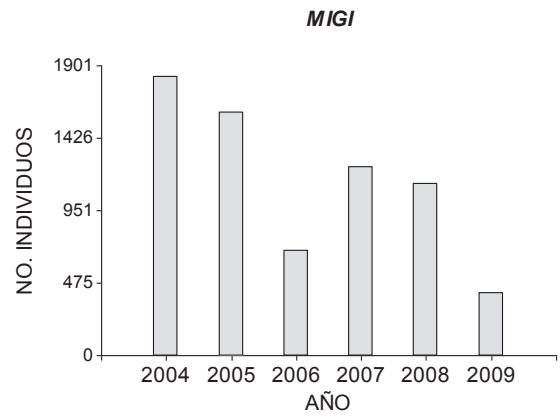
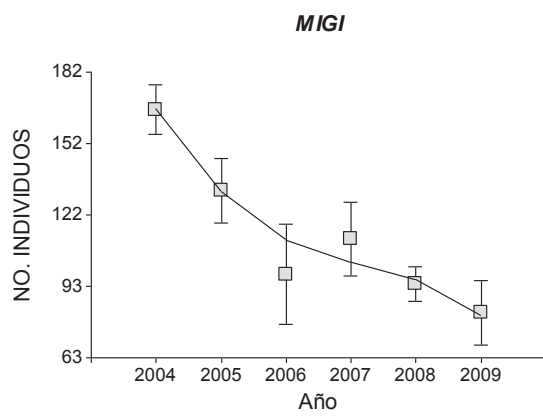
E



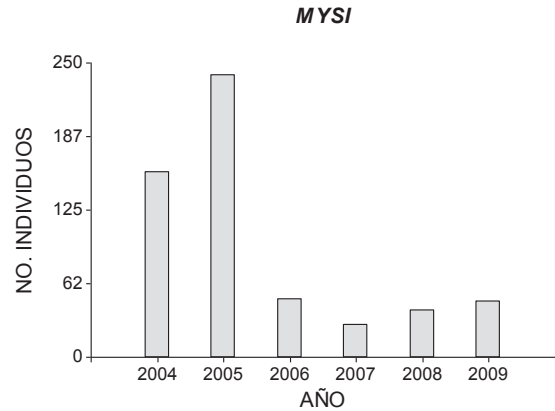
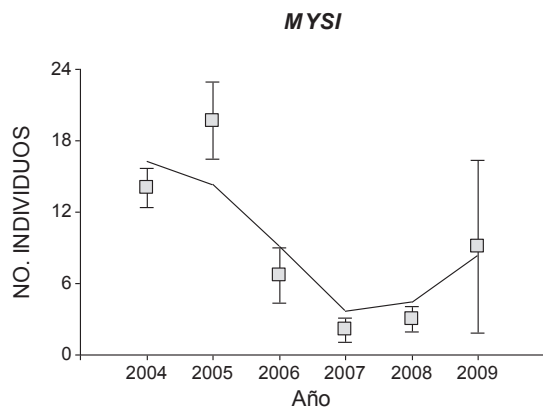
F



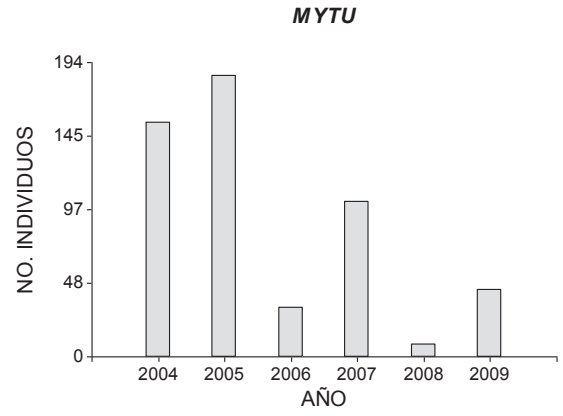
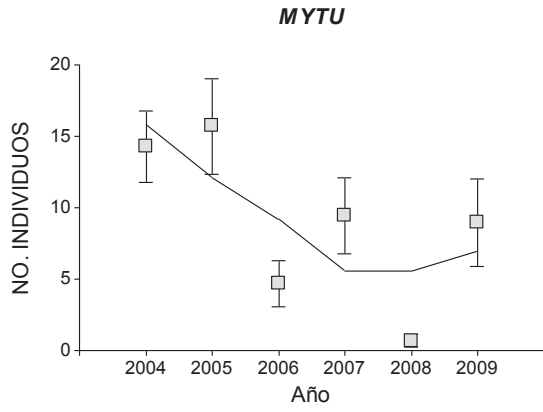
G



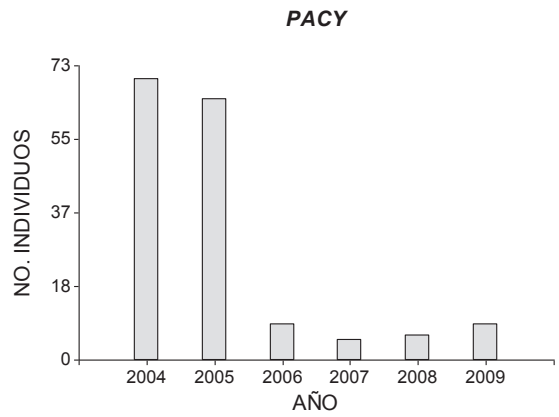
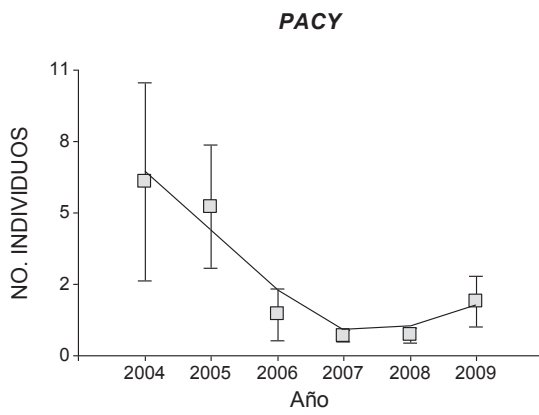
H



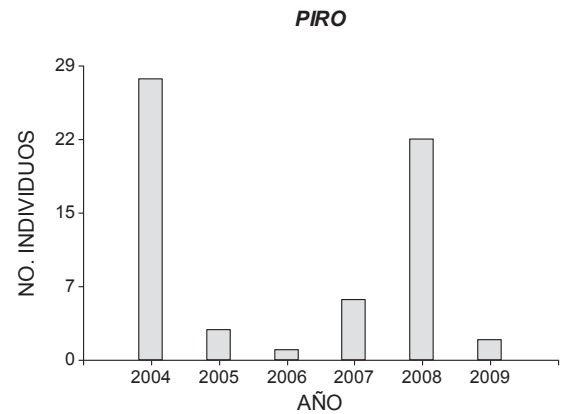
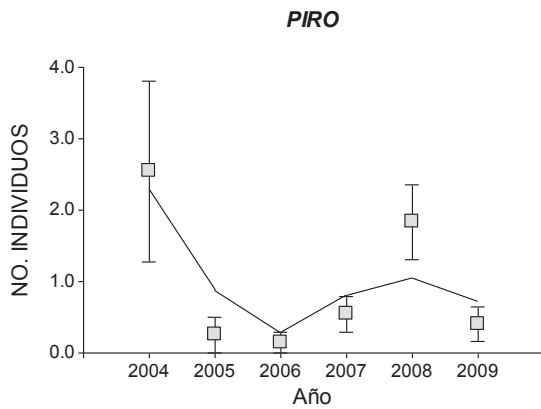
I



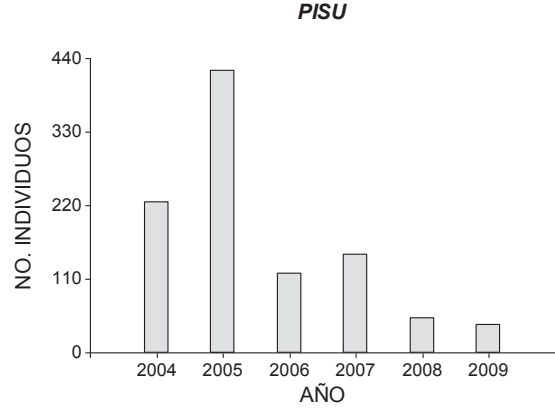
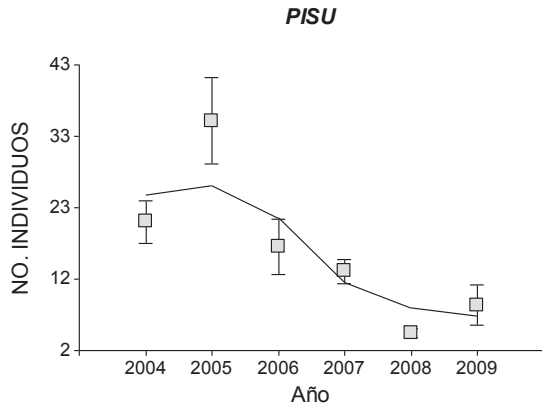
J



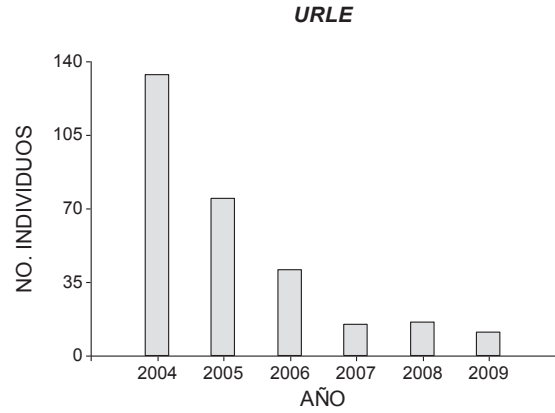
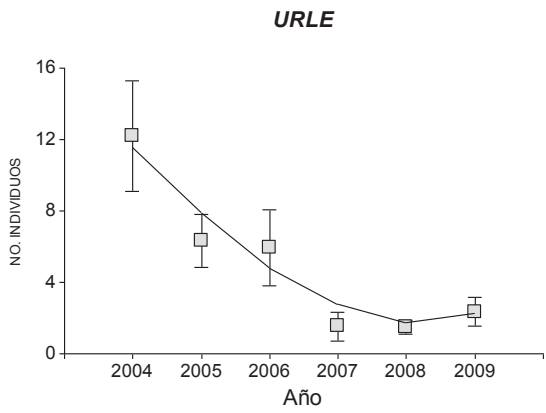
K



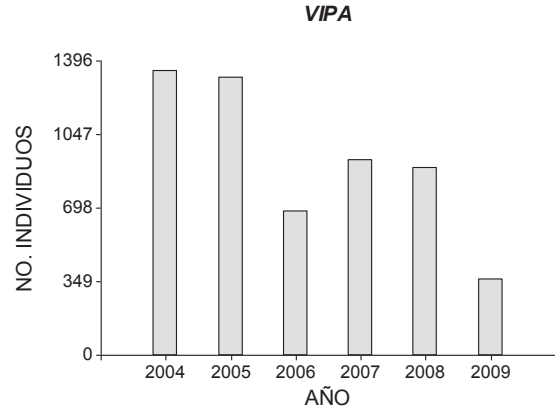
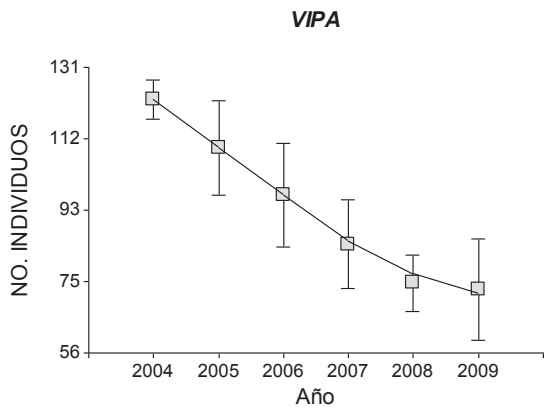
L



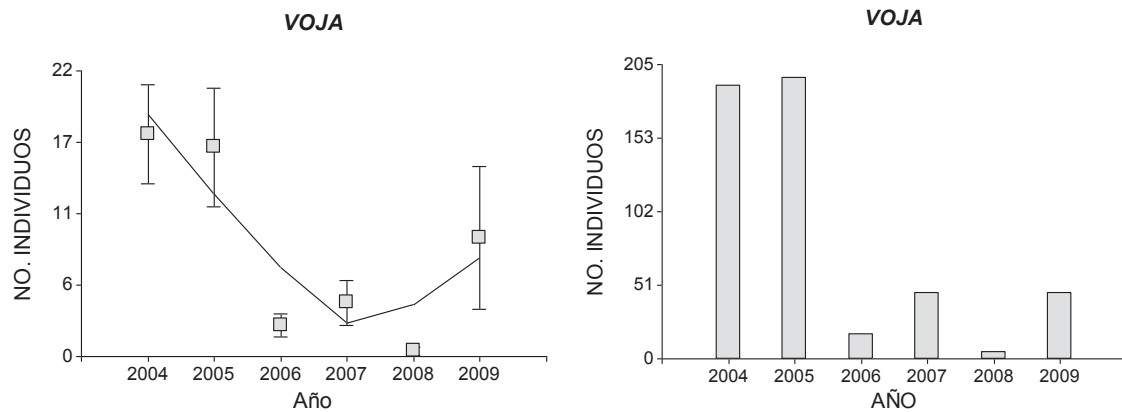
M



N



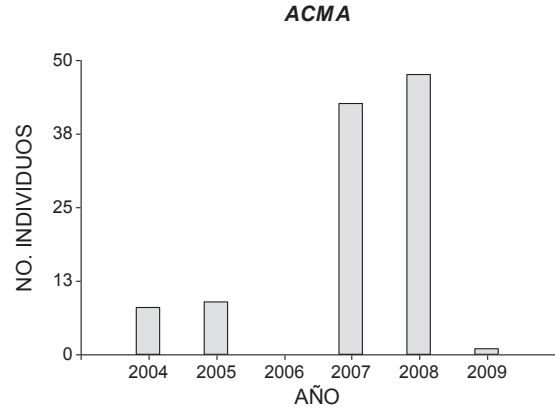
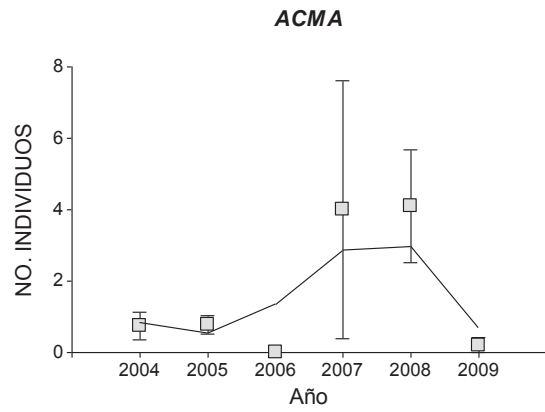
O



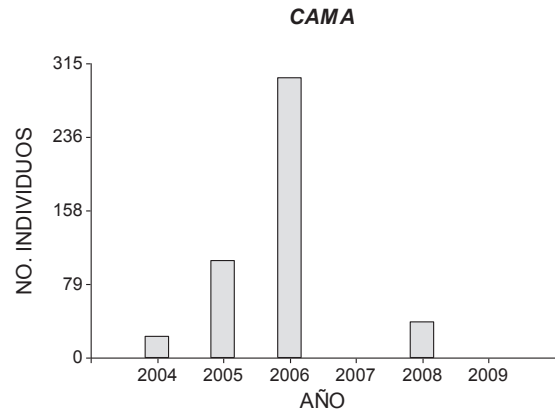
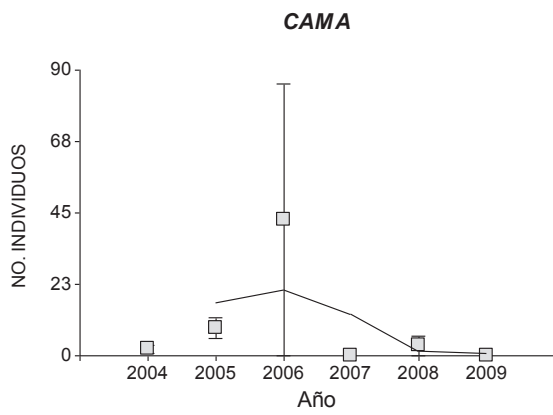
P

**Figura 19.** Tendencias (modelos y abundancia) de las especies: *Cardinalis cardinalis* (CACAR, A), *Columbina passerina* (COPA, B), *Crotophaga sulcirostris* (CRSU, C), *Euphonia affinis* (EAUF, D), *Herpetotheres cachinnans* (HECA, E), *Icterus dominicensis* (ICDO, F), *Leptotila verreauxi* (LEVE, G), *Mimus gilvus* (MIGI, H), *Myiozetetes similis* (MYSI, I), *Myiarchus tuberculifer* (MYTU, J), *Passerina cyanea* (PACY, K), *Piranga roseogularis* (PIRO, L), *Pitangus sulphuratus* (PISU, M), *Uropsila leucogastra* (URLE, N), *Vireo pallens* (VIPA, O) y *Volatinia jacarina* (VOJA, P).

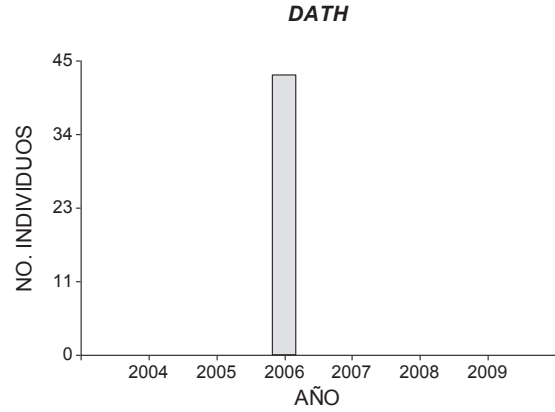
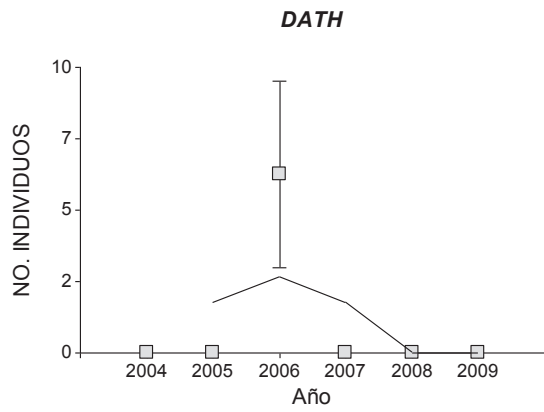
Para el caso de *Actitis macularius* (ACMA), *Calidris mauri* (CAMA), *Dactylortyx thoracicus* (DATH) y *Vireo griseus* (VIGR), la tendencia neta es sin cambio (Figura 20, A-D), aunque la tendencia tuvo cambios a lo largo del tiempo, la abundancia inicial y la final son iguales.



A

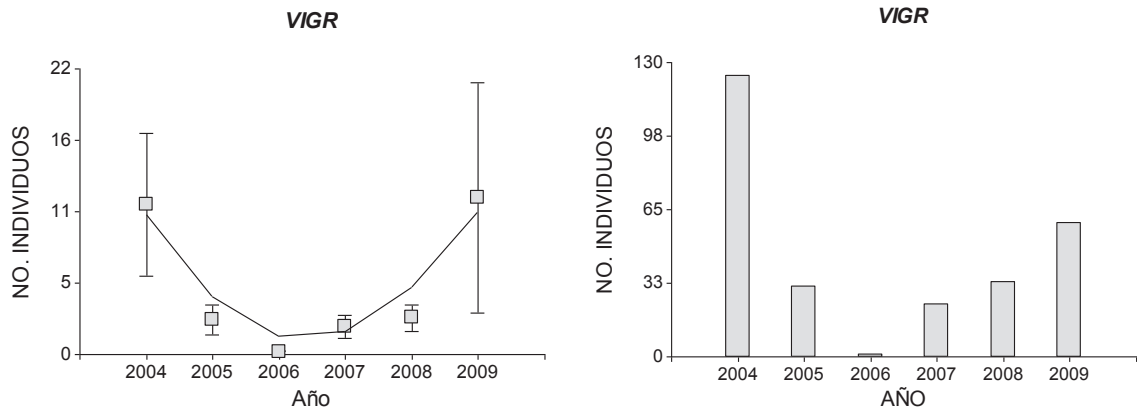


B



C

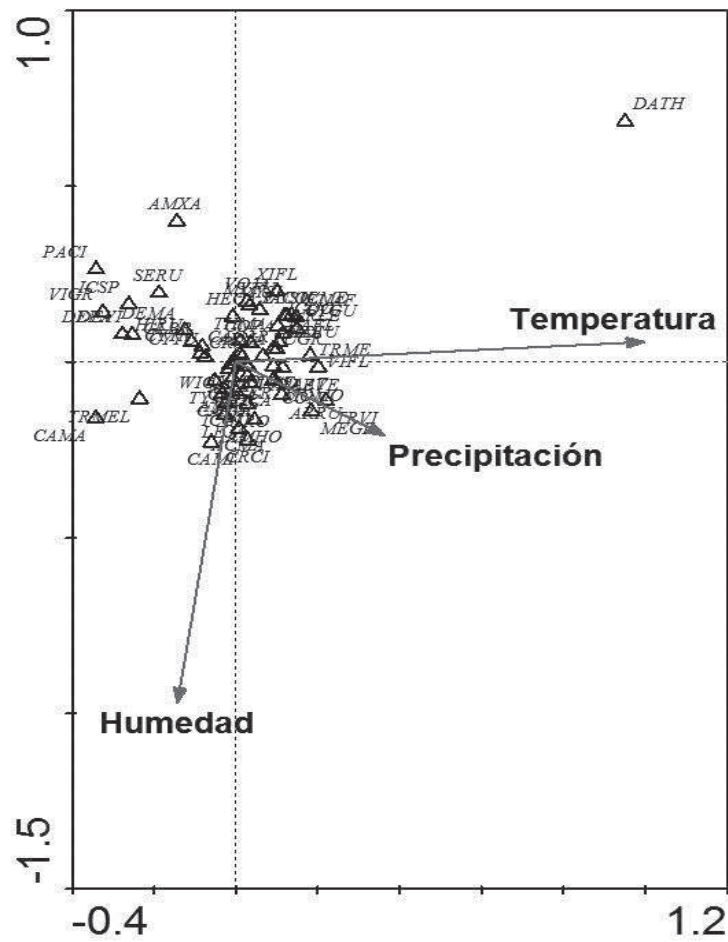




D

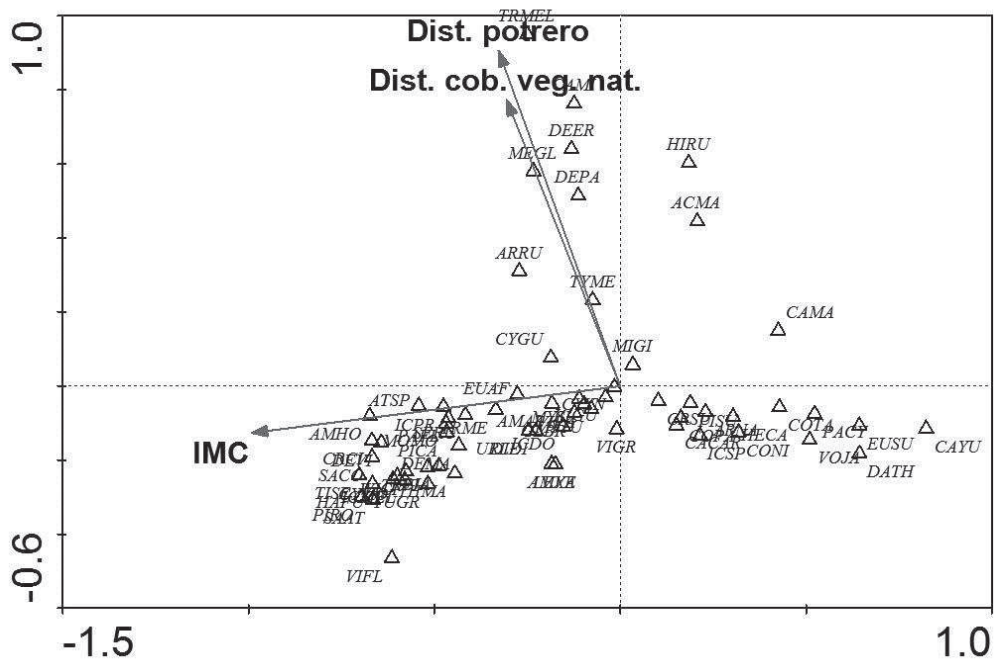
**Figura 20.** Tendencias (modelos y abundancia) de las especies: *Actitis macularius* (ACMA, A), *Calidris mauri* (CAMA, B), *Dactylortyx thoracicus* (DATH, C) y *Vireo griseus* (VIGR, D).

Para el análisis de las variables ambientales, aunque se ve un mayor número de especies asociadas a humedad y un número menor a la precipitación, de forma global las especies están acumuladas en el centro (Figura 21), por lo que estas variables ambientales no influyen de forma contundente en la diversidad de avifauna (varianza acumulada por los dos primeros ejes canónicos: 90.7;  $F=0.60$ ;  $P=0.7660$ ).



**Figura 21.** Análisis de Correspondencia Canónica de las variables ambientales de las 64 especies seleccionadas para el análisis de tendencias (varianza acumulada por los dos primeros ejes canónicos: 90.7;  $F=0.60$ ;  $P=0.7660$ ).

Para las variables espaciales, tampoco existe contundencia, aunque es posible observar mayor afinidad hacia el Índice de Matriz Circundante (varianza acumulada por los dos primeros ejes canónicos: 97.5;  $F=1.43$ ;  $P=0.1880$ , Figura 22).



**Figura 22.** Análisis de Correspondencia Canónica de las variables espaciales de las 64 especies seleccionadas para el análisis de tendencias (varianza acumulada por los dos primeros ejes canónicos: 97.5;  $F=1.43$ ;  $P=0.1880$ ).

### V.3.1 Tendencias de Abundancia de Especies Raras

De acuerdo al Apéndice 9, 68 especies presentaron abundancias de 10 individuos o menos en cada año del monitoreo, sin embargo, considerando el tipo de especie, se eliminaron las rapaces, acuáticas, playeras, nocturnas y migratorias, seleccionando sólo a aquellas especies terrestres, residentes y diurnas de baja abundancia, quedando 21 especies consideradas como raras. Asimismo, la mayor parte de las especies habita en selvas, sólo tres también en manglar y una es de áreas abiertas y semiabiertas; para 9 especies, el área de la Reserva está dentro de su distribución (reportada por diversos autores), mientras que para las demás su límite de distribución es muy cercano a la Reserva, excepto *Vireo magíster*, la cual se reporta sólo para la zona del Caribe de Quintana Roo (Cuadro 4).

**Cuadro 4.** Especies terrestres, residentes y diurnas, de baja abundancia (10 individuos o menos para cada año del monitoreo), cobertura vegetal que habitan y distribución reportada en la Península de Yucatán, según Avibase (2011), Howell y Webb (1995) y Museo de las Aves de México (2011).

ESPECIE	TIPO DE COBERTURA VEGETAL	DISTRIBUCIÓN REPORTADA EN LA PENÍNSULA DE YUCATÁN		
		Avibase, 2011	Howell y Webb, 1995	Museo de las Aves de México, 2011
<i>Arremonops chloronotus</i>	Selva subcaducifolia y subperennifolia	Si	Extremo este de Yucatán	Extremo este de Yucatán
<i>Campephilus guatemalensis</i>	Selva perennifolia, subperennifolia, subcaducifolia y caducifolia	Si	Si	Si
<i>Campylopterus curvipennis</i>	Selva perennifolia, subperennifolia y subcaducifolia	Si	No incluye zona costera de Yucatán	Sin información
<i>Colaptes rubiginosus</i>	Selva perennifolia y subperennifolia	Accidental en la Reserva	No incluye zona costera de Yucatán	Península de Yucatán
<i>Crax rubra</i>	Selva perennifolia y manglar	Accidental en la Reserva	No incluye zona costera de Yucatán	Península de Yucatán
<i>Cyanocompsa parellina</i>	Selva perennifolia, subperennifolia y subcaducifolia	Si	Si	Si
<i>Dendrocincla homochroa</i>	Selva perennifolia, subperennifolia, subcaducifolia y manglar	Accidental en la Reserva	No incluye zona costera de Yucatán	Península de Yucatán
<i>Eucometis penicillata</i>	Selva perennifolia,	Si	No incluye	Península de

	subperennifolia y subcaducifolia		Yucatán	Yucatán
<i>Euphonia hirundinacea</i>	Selva perennifolia, subperennifolia, subcaducifolia y caducifolia	Si	Si	Si
<i>Icterus auratus</i>	Selva subperennifolia, subcaducifolia y caducifolia	Si	Si	Si
<i>Megarynchus pitangua</i>	Selva perennifolia y subperennifolia	Si	Si	Si
<i>Meleagris ocellata</i>	Selva perennifolia, subperennifolia, subcaducifolia y caducifolia	Si	Si	Si
<i>Myiopagis viridicata</i>	Selva perennifolia, subperennifolia y subcaducifolia	Si	Si	Si
<i>Ramphastos sulfuratus</i>	Selva perennifolia	Si	No incluye zona costera de Yucatán	Península de Yucatán
<i>Rhynchocyclus brevirostris</i>	Selva perennifolia, subperennifolia y subcaducifolia	Si	No incluye Yucatán	Sin información
<i>Spinus psaltria</i>	Áreas abiertas y semiabiertas	Si	Si	Si
<i>Tiaris olivaceus</i>	Selva perennifolia, subperennifolia y subcaducifolia	Si	Si	Si
<i>Tityra inquisitor</i>	Selva perennifolia y subperennifolia	Accidental en la Reserva	Si (para una porción de la Reserva)	Este de la Península de Yucatán

<i>Trogon collaris</i>	Selva perennifolia, subperennifolia y subcaducifolia	Si	No incluye Yucatán	Accidental en la Península de Yucatán
<i>Veniliornis fumigatus</i>	Selva perennifolia, subperennifolia y subcaducifolia	Accidental en la Reserva	No incluye la zona costera de Yucatán	Península de Yucatán
<i>Vireo magister</i>	Selva perennifolia, subperennifolia y manglar	Accidental en la Reserva	Sólo costa de Quintana Roo	Sin información

Ninguna de las especies presentó registros todos los años, sin embargo, para las especies *Icterus auratus* y *Tiaris olivaceus* tuvieron registros para cinco de los seis años, siendo a su vez, las especies que tuvieron mayor número de individuos, de forma acumulada, a través de los años, mientras que 10 especies tuvieron algún registro sólo uno de los seis años (Cuadro 5).

**Cuadro 5.** Abundancia (número de individuos) de las especies raras en cada año de monitoreo.

Especie	2004	2005	2006	2007	2008	2009
<i>Arremonops chloronotus</i>	0	0	1	5	0	3
<i>Campephilus guatemalensis</i>	0	1	0	0	0	0
<i>Campylopterus curvipennis</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Colaptes rubiginosus</i>	0	0	1	0	0	0
<i>Crax rubra</i>	0	0	0	0	2	0
<i>Cyanocompsa parellina</i>	0	0	1	4	1	0
<i>Dendrocicla homochroa</i>	4	0	0	0	1	0
<i>Eucometis penicillata</i>	0	2	0	0	0	0
<i>Euphonia hirundinacea</i>	2	6	0	0	0	0
<i>Icterus auratus</i>	8	5	1	6	0	3

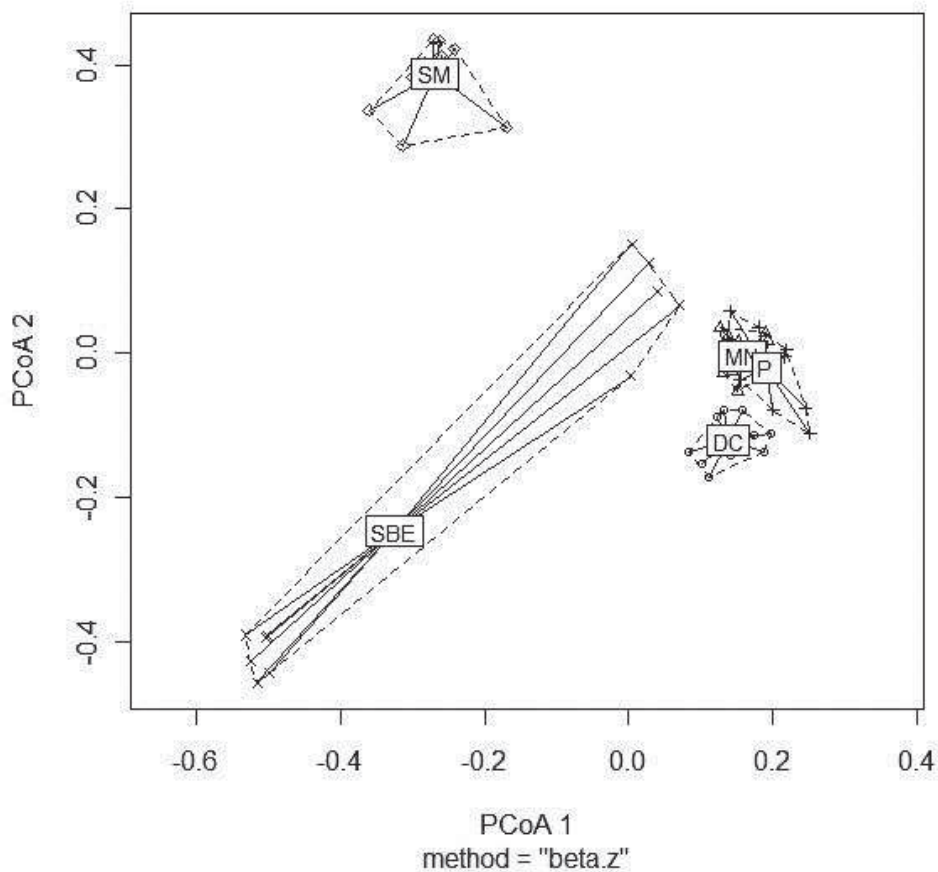
<i>Megarynchus pitangua</i>	0	0	0	3	4	0
<i>Meleagris ocellata</i>	0	0	1	5	3	0
<i>Myiopagis viridicata</i>	0	0	0	0	2	0
<i>Ramphastos sulfuratus</i>	0	1	0	0	0	0
<i>Rhynchocyclus brevirostris</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Spinus psaltria</i>	0	1	0	0	0	0
<i>Tiaris olivaceus</i>	2	4	2	1	0	4
<i>Tityra inquisitor</i>	7	2	0	0	0	0
<i>Trogon collaris</i>	1	6	0	0	0	1
<i>Veniliornis fumigatus</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Vireo magister</i>	0	0	0	9	0	0

---

#### **V.4 Comparación de la Avifauna entre Pastizales inducidos y Coberturas**

##### **Vegetales Nativas**

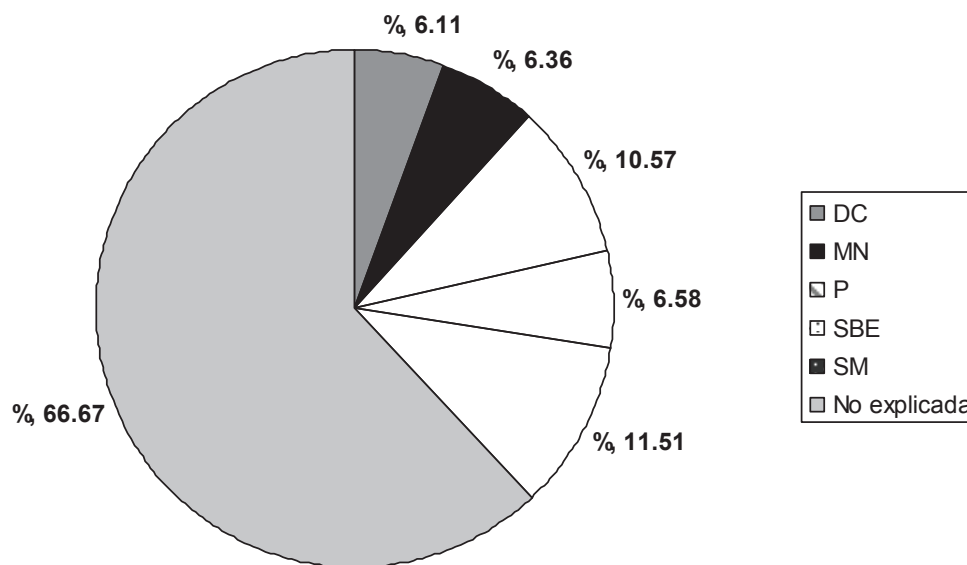
En la comparación de las coberturas vegetales nativas con los pastizales inducidos, de los últimos 12 meses de muestreo, se encontró que existe una clara diferencia en la composición de especies, siendo los dos tipos de selvas los que se diferencian más respecto a la duna costera, el manglar y los pastizales inducidos ( $F_{4,55}=15.03338$ ,  $P=0.004975$ , Figura 23).



**Figura 23.** Gráfico “spider-plot” de los análisis de dispersión multivarada de homogeneidad de matrices de la composición de especies entre las coberturas vegetales (SM=selva mediana, SBE=selva baja espinosa, MN=manglar, DC=duna costera y P=pastizales inducidos;  $F_{4,55}=15.03338$ ,  $P=0.004975$ ).

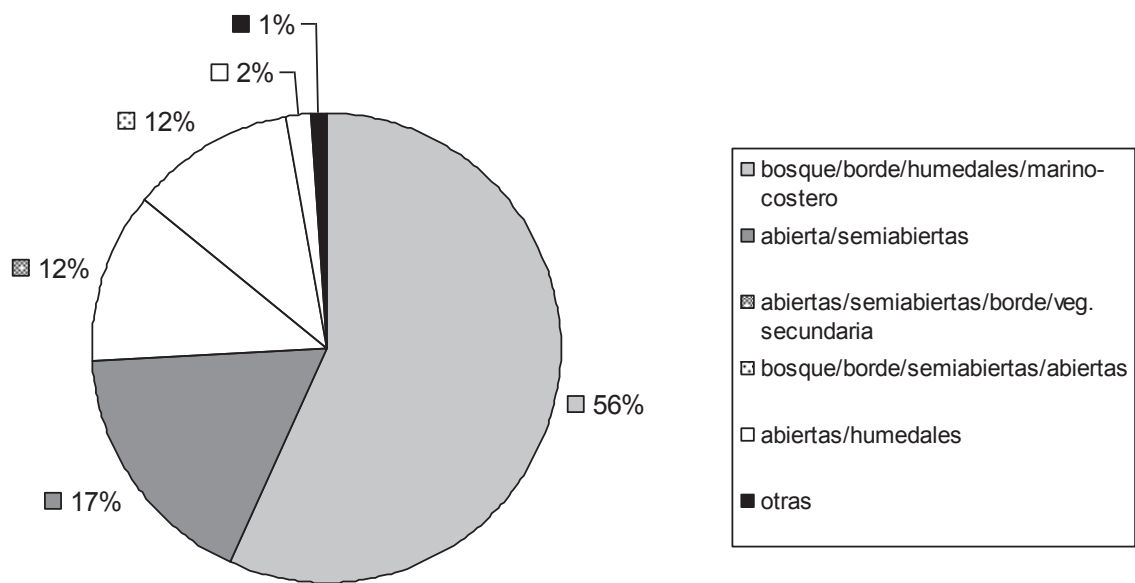
Por otro lado, se identificó que el aporte de cada cobertura a la avifauna de los últimos 12 meses está distribuido de acuerdo a la Figura 24. La cobertura que más explica es la selva mediana, seguida de los pastizales inducidos. Es importante tener en cuenta que la varianza sólo se enfoca a diversidad (riqueza y abundancia) y no a la identidad de las especies.





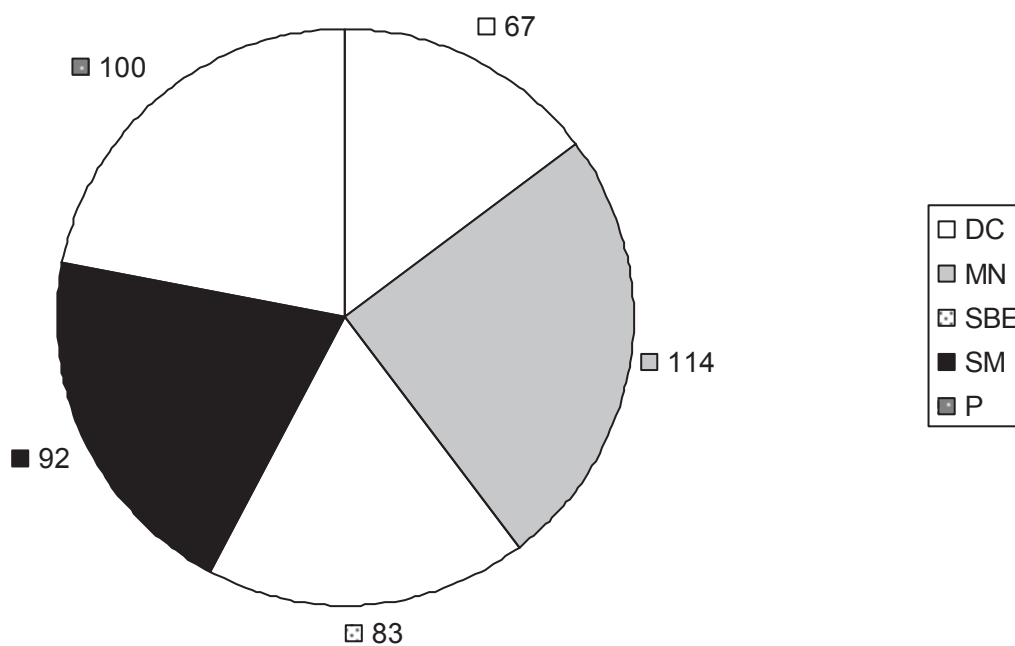
**Figura 24.** Porcentajes de partición de la varianza (aporte a la biodiversidad) del Análisis de Correspondencia Canónica de las avifauna de las coberturas vegetales (DC=duna costera, MN=manglar, SBE=selva baja espinosa, SM=selva mediana, P=pastizales inducidos).

Para comprender mejor la identidad de las especies se listaron las especies registradas en cada cobertura (Apéndice 9). Se encontró que 67 especies, de las 189, sólo fueron registradas en un solo tipo de cobertura vegetal, representando 35.5%. Asimismo, 18.5% están bajo algún estatus de protección, ya sea a nivel nacional o internacional. Por otro lado, 25.9% son especies migratorias y 2.1% especies migratorias con poblaciones residentes, siendo el resto de las 136, especies residentes. Asimismo, la mayor parte de las especies prefieren sitios con cobertura vegetal nativa, ya sean bosques, los bordes de éstos, humedales o sitios marino-costeros. En segundo lugar están las especies que prefieren únicamente áreas abiertas o semiabiertas y en tercer lugar abiertas, bordes y vegetación secundaria (Figura 25).



**Figura 25.** Porcentaje de especies de acuerdo al tipo de hábitat que prefieren, que se registraron entre junio de 2008 a mayo de 2009.

En la Figura 26 se observa que todas las coberturas vegetales poseen un número semejante de especies, siendo la duna costera la que presenta menos especies (15%) y siendo el manglar la que más posee (25%). Es por ello, que es importante la identidad de las especies en cada hábitat, así como aquellas que son exclusivas.

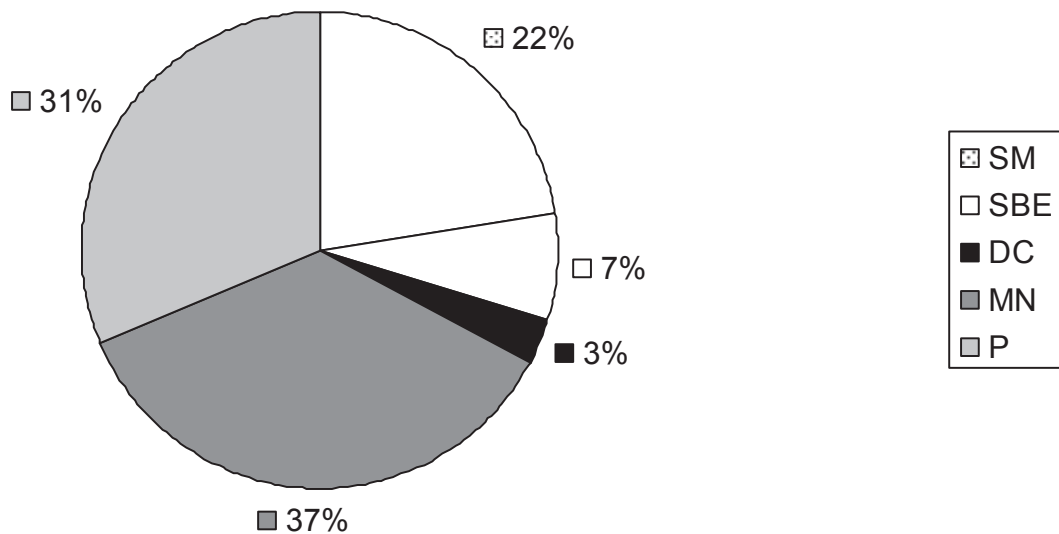


**Figura 26.** Número de especies registradas en cada cobertura vegetal de junio de 2008 a mayo de 2009.

Asimismo, de las 67 especies exclusivas de alguna de las coberturas vegetales, 12 especies están bajo algún estatus de protección legal, 17 son migratorias y 2 migratorias con poblaciones residentes; distribuidas en 34 familias, donde la que posee más especies es la familia Tyrannidae, con 8 especies exclusivas (Apéndice 10).

La Figura 27 muestra que es el manglar quien posee más especies exclusivas, aportando 37%, seguido del pastizal inducido y la selva mediana, respectivamente. Sin embargo, la mayoría de las especies exclusivas del manglar prefieren los hábitats de humedales, bosques y marino-costeros, mientras que en los pastizales inducidos, hay una mezcla de especies que prefieren zonas abiertas, semiabiertas y bordes, así como bosques y humedales (hay que

recordar que existen dos tipos de pastizales inducidos PMM y PMA). Para el caso de la selva mediana todas las especies prefieren los bosques, bordes o humedales; en la selva baja espinosa sólo una especie prefiere las áreas abiertas o semiabiertas, mientras que las demás prefieren bosques y bordes y, en la duna costera ambas especies prefieren las áreas semiabiertas (Apéndice 10).

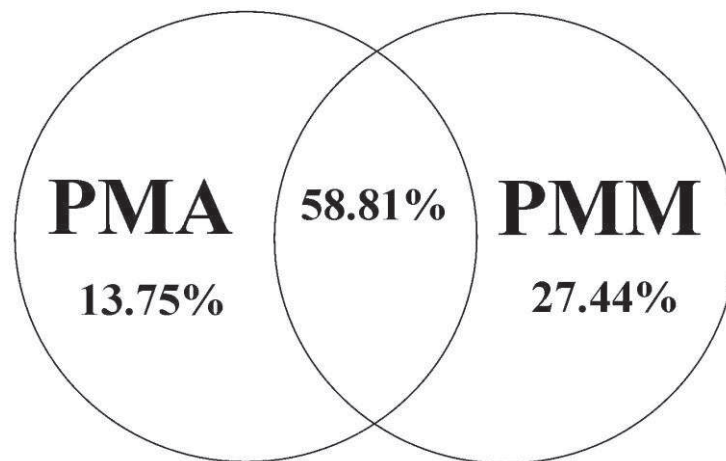


**Figura 27.** Porcentaje de especies exclusivas de cada cobertura vegetal, registradas de junio de 2008 a mayo de 2009.

#### **V.4.1 Avifauna de los Pastizales inducidos**

Se registraron 3,104 individuos de 102 especies, de las cuales 28 (23 residentes, 5 migratorias) se encontraron en los PMM, 14 (10 residentes, 4 migratorias) en los PMA y las demás en ambos (46 residentes, 13 migratorias y 1 con población residente y migratoria; Apéndice 11, Figura 28). La mayoría de las especies encontradas únicamente en los PMA prefieren las áreas abiertas y/o semiabiertas (71.4%, e.g. *Myiarchus tuberculifer*), mientras que la mayoría de las especies

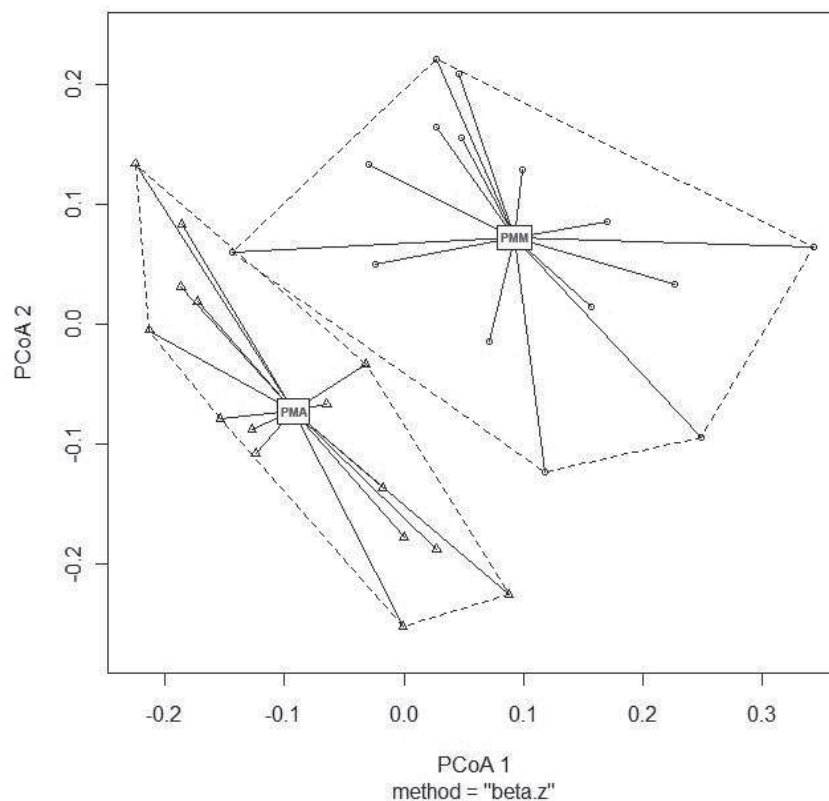
encontradas únicamente en los PMM prefieren la selva (60.7%, e.g. *Campylorhynchus yucatanicus*). Para el caso de las aves encontradas en ambos tipos de pastizales inducidos 58.3% prefieren áreas abiertas, semiabiertas y/o bordes; 28.3% bosques, humedales/cuerpos de agua y/o bordes y; 13.4% una amplia variedad de tipos hábitats.



**Figura 28.** Porcentaje de especies compartidas y exclusivas de los dos tipos de pastizales inducidos (PMA=pastizal inducido de matriz antropogénica, PMM=pastizales inducidos de matriz mixta).

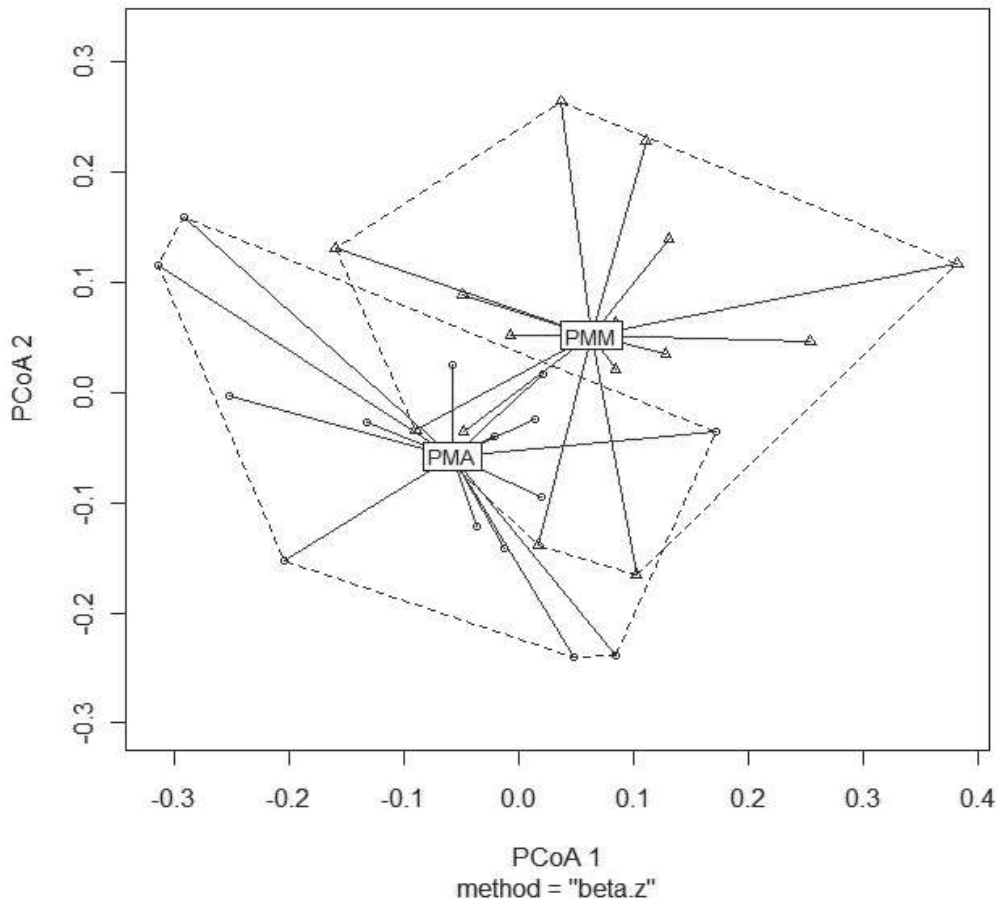
Se encontraron diferencias significativas en la riqueza de especies entre los dos tipos de pastizales inducidos ( $F_{1,28}=3.11$ ,  $P=0.0049$ , Figura 29), mostrando que los PMM poseen mayor riqueza que los PMA. Asimismo, presentaron diferencias en la composición de especies ( $F_{1,28}=15.89$ ,  $P=0.00044$ ). Sin embargo, las diferencias en la diversidad de especies entre los PMM y los PMA no son solamente cuantitativas sino también cualitativas. En los PMA se encontraron dos especies bajo protección especial según la NOM-059-SEMARNAT-2010: *Zenaida aurita* y *Eucometis penicillata*, una especie listada en el Anexo III de CITES: *Ardea*

*alba* y una especie en la Lista Roja (UICN 2011): *Passerina ciris*. Para el caso de los PMM son cuatro las especies bajo protección especial y una en peligro de extinción: *Buteogallus urubitinga*, *Aratinga nana*, *Troglodytes aedon*, *Icterus spurius* y *Campylorhynchus yucatanicus*, respectivamente. Asimismo, se registraron cinco especies listadas en los anexos de CITES: *Ortalis vetula*, *Bubulcus ibis*, *Buteogallus urubitinga*, *Aratinga nana* y *Amazona albifrons*. También se registraron dos especies listadas en la Lista Roja (IUCN 2010): *Campylorhynchus yucatanicus* y *Melanoptila glabrirostris*.



**Figura 29.** Gráfico “spider-plot” que muestra los resultados del análisis de dispersión multivarada de homogeneidad de matrices, donde se muestran diferencias ( $F_{1,28}=15.89$ ,  $P=0.00044$ ) en la variación de la composición de especies entre los dos tipos de pastizales inducidos PMA y PMM (PMA=pastizales inducidos de matriz antropogénica, PMM= pastizales inducidos de matriz mixta).

Asimismo, se mantuvo la diferencia entre los dos tipos de pastizales inducidos ( $F_{1,28}=2.64$ ,  $P=0.004975$ ), al realizar el mismo análisis pero excluyendo las especies migratorias, con el fin de identificar si dicha diferencia no se debía a éstas (Figura 30).



**Figura 30.** Gráfico “spider-plot” que muestra los resultados del análisis de dispersión multivarada de homogeneidad de matrices, donde se muestran diferencias ( $F_{1,28}=2.64$ ,  $P=0.004975$ ) en la variación de la composición de especies entre los dos tipos de pastizales inducidos PMA y PMM (PMA=pastizales inducidos de matriz antropogénica, PMM= pastizales inducidos de matriz mixta), excluyendo especies migratorias.

## VI. Discusión

### VI.1 Índice de Matriz Circundante (IMC) y Otras Variables Espaciales

El Índice de Matriz Circundante (IMC), como su nombre lo indica, brinda información sobre la matriz que rodea a cada punto en diversas distancias, permitiendo conocer el nivel de aislamiento de cada punto de muestreo. Además, la pérdida y degradación del hábitat original se considera la mayor amenaza para las aves silvestres (Jonson, 2007), y dado que el IMC permite tener información sobre pérdida y fragmentación del hábitat original, sirve de ayuda para saber la calidad de la matriz que rodea a los puntos de muestreo. Partiendo de que la calidad del hábitat es diferente de la calidad de la matriz, el IMC da información sobre la calidad de la matriz que, a su vez, permite inferir, de forma muy general, algunos aspectos de la calidad del hábitat, diferenciando que si un hábitat ha sido sustituido por otro antropogénico, será evidente que los recursos que necesitaría un ave que vivía en el hábitat original, ya no estarán disponibles en el nuevo hábitat que lo ha sustituido (Hall *et al.*, 1997). Por ello, se consideraría que la calidad del hábitat es baja al no ofrecer los recursos que debía ofrecer originalmente. Por otro lado, si un sitio mantiene su hábitat original (sea que presente algún nivel de perturbación o no), se consideraría que el hábitat aún ofrece, aunque sea parcialmente, los recursos que siempre ha ofrecido, siendo un hábitat de mediana a alta calidad (dependería del nivel de perturbación que presentara). Estas mismas inferencias funcionan a nivel de matriz, donde una matriz de buena o alta calidad sería aquella que sólo presente el hábitat original sin fragmentación; una de calidad mediana sería aquella que aún presente hábitats originales, pero que puede presentar evidentes alteraciones como la



fragmentación y; finalmente una de mala calidad, sería aquella en la que la presencia de los hábitats originales sea mínima o nula.

Considerando todo lo anterior y basándose en el IMC, se observa que la mayor parte de los puntos de monitoreo presentan una matriz natural o incluso mixta, lo que implica que se encuentran enmarcados en una matriz de mediana a buena calidad. La importancia de la matriz sobre las comunidades radica, en que puede influir en el movimiento de los animales, mediar la dinámica de las metapoblaciones y brindar hábitats alternativos (Brown y Kodric-Brown, 1977; Dunning *et al.*, 1995; Foster y Gaines, 1992; Hanski y Ovaskainen, 2000; Harrison y Bruna, 1999). Así, la duna costera, las selvas y el manglar, los cuales ofrecen una mejor calidad de matriz que los pastizales inducidos, brindan condiciones adecuadas para la permanencia de aves de bosque o humedales.

La matriz natural que presentan los dos tipos de selva es ideal para mantener la diversidad de especies de aves de bosque. La fragmentación que presenta es mínima o nula y ofrece una alta calidad de hábitat, así como los recursos originales de la zona con una baja perturbación. Por ello, las aves presentes en estos sitios pueden cubrir altos, medianos e incluso bajos requerimientos de hábitat, es decir, que una matriz de buena calidad ofrece las condiciones para albergar a una amplia variedad de aves, por el contrario a la matriz antropogénica que restringe las especies a aquellas que puedan ser muy tolerantes.

El caso particular del manglar, el cual presenta algunos puntos con matriz mixta, (la cual se consideraría de mediana calidad) implica que existe fragmentación del hábitat de las aves de bosque, pero al permanecer áreas con el hábitat original (que podría o no estar perturbado en diversos niveles), brinda una mayor variedad de recursos que aquellos en matriz antropogénica o de baja calidad. Por ello, las especies presentes en una matriz mixta son aves que van desde altos requerimientos hasta aves con bajos requerimientos de hábitat o aves con requerimientos flexibles. Sin embargo, incursionarán en las áreas antropogénicas únicamente aquellas especies que pueden aprovechar los recursos ahí presentes y tolerar sus condiciones, aunque tengan requerimientos que deban complementar en las áreas de vegetaciones nativas.

Para la duna costera como la selva mediana, presenta una matriz de alta calidad. Sin embargo, en el caso de la selva mediana, dos puntos son ligeramente diferentes de los demás. Aunque de acuerdo a la clasificación del IMC, todos los puntos de las selvas presentan una matriz natural, para esos dos puntos la matriz es ligeramente diferente, donde existe una mayor presencia de coberturas antropogénicas, pero no suficientes como para considerarse una matriz mixta, por ello, no se considera que estas ligeras diferencias puedan reflejarse en su avifauna, aunque sí podrían estar reflejando un proceso de fragmentación que habría que estar mitigando.

Para el caso de la selva baja espinosa, se forman dos grandes grupos que se consideran serían diferentes. Sin embargo, de acuerdo a la clasificación del IMC, todos presentan matriz mixta. El rango de valores del IMC en esta cobertura

vegetal van de 0.5 a 0.8125 siendo sólo 3 puntos que están cercanos a los valores extremos, la mayoría de los puntos están entre 0.6250 y 0.7500. Con esta amplia gama de valores del IMC, se muestra que la categoría de matriz mixta es la que presenta una gran variedad de combinaciones de matriz, donde la mezcla puede ser equilibrada o con mayor presencia de cobertura nativa, o de lo contrario, antropogénica. Por ello, se considera que el manglar debería presentar una mayor variedad de especies, donde, de acuerdo a que tan “mixta” es la matriz que rodea a cada punto, albergando aves de bosque y de áreas abiertas o perturbadas

Por otro lado, sólo los pastizales inducidos, presentaron matriz antropogénica, ofreciendo un entorno de baja calidad para especies de aves con altos requerimientos de hábitat. Sin embargo, no por ello representan una matriz “desolada” donde no existan aves. Una matriz antropogénica, implica condiciones de hábitat de alta perturbación: escasos árboles, alta presencia de gramíneas (pastos), alta insolación, presencia de ganado, etc., ya que en el caso de la región donde se ubica la RBRL, el manejo de pastizales inducidos se enfoca al desmonte de la vegetación nativa para sembrar pastos introducidos, eliminando casi en su totalidad los árboles, por lo que no se dispone de sombras y, además, los cuerpos de agua son escasos. Estas condiciones favorecen la existencia de especies con bajos requerimientos de hábitat o muy flexibles, resistentes e incluso, se podrían favorecer a las especies invasoras. Así, los pastizales inducidos ofrecen un “hábitat” con poca diversidad de recursos (alimenticios, de refugio, descanso, etc.) y por ello, se considera de mala calidad para las aves que originalmente se encontraban en la zona.

Sin embargo, dentro de los pastizales inducidos, se forman dos grandes grupos: matriz mixta y matriz antropogénica. En este caso, la matriz antropogénica es total, por lo que es evidente que las especies albergadas por dichos pastizales inducidos serán de áreas abiertas/perturbadas. Pero detallando aquellos con matriz mixta, sólo uno posee valor de 0.8125 y dos con 0.5, mientras que los otros 12 van de 0.5625 a 0.750, por lo que los valores son menos variados, esperando que no hubiera grandes diferencias en la avifauna que se registró en ellos.

Así, el IMC es una variable espacial que mide el grado de aislamiento del hábitat y ayuda a interpretar el contexto espacial de cada punto de muestreo, permitiendo explicar, en parte, la presencia de las especies de la comunidad. El IMC brinda un contexto de lo que rodea a los puntos monitoreados, que podría ser o no, determinante en la avifauna registrada, pero que de alguna forma debe influir debido a la disponibilidad y tipo de recursos que ofrece.

## **VI.2 Avifauna de las Coberturas Vegetales Nativas**

En este estudio se evaluaron cuatro tipos diferentes de coberturas vegetales nativas: selva mediana, selva baja espinosa, manglar y duna costera.

Aproximadamente la mitad de los puntos monitoreados en el manglar se encuentran en una zona contigua a la duna costera y aunque son hábitats que poseen recursos diferentes y otros semejantes, su contigüidad implica una conectividad directa entre ellos que facilita el movimiento de las animales. Esta contigüidad hace que la “frontera” entre los dos hábitats sea muy difusa y gradual. Dado que a nivel de paisaje, el hábitat es uno de los factores que define la

diversidad espacial y temporal de los grupos de aves (Hattori y Mae, 2001; Weller, 1999), los hábitats semejantes pueden poseer grupos de aves en común o incluso compartir las comunidades.

Esta misma situación sucede con la selva baja espinosa, donde los remanentes de este hábitat en la Reserva se localizan cerca de la ría, colindando, en algunas locaciones con manglares. Sin embargo, el caso de la selva mediana es diferente, ya que los puntos monitoreados se ubicaron en una zona alejada de las demás coberturas vegetales monitoreadas, en un maciso forestal que sale de la Reserva y continúa hacia la Reserva de la Biosfera Yum Balam, en el estado vecino de Quintana Roo, por lo que no existe colindancias con las demás coberturas y por ende, las especies que se comparten con otras coberturas, no son resultado de la cercanía de los hábitats.

Se observó un patrón donde la composición de la comunidad de aves de la selva mediana es diferente respecto a la selva baja espinosa, el manglar y la duna costera, a través de los años. También se detectó semejanza entre la duna costera y el manglar (excepto en 2005). Considerando la colindancia entre la duna costera y el manglar es posible que la semejanza en su composición de especies de aves conlleve estar compartiendo, si no totalmente, parcialmente la misma comunidad. Asimismo, al ser vegetaciones asociadas a la costa, deben presentar una mayor afinidad o semejanza de la avifauna, entre estos dos tipos de vegetación, que respecto con los otros que son selvas (vegetación alejada de la costa).

Sin embargo, se esperaba una fuerte presencia de aves playeras, pero debido a que este monitoreo se enfoca a aves terrestres, el registro de aves playeras o acuáticas suele ser de carácter incidental, por lo que estos grupos están subrepresentados. A pesar de lo anterior, la semejanza entre la avifauna de estas dos coberturas es clara, mostrando que no sólo se debería a la presencia de aves playeras, sino que en cuanto a las aves terrestres también existe gran semejanza en la composición de especies. Ramírez-Albores (2010), plantea que la similitud entre los hábitats y la alta conectividad entre ellos pueden promover un alto intercambio de especies, haciendo que la configuración del paisaje y la cantidad disponible de hábitats sean muy importantes para la distribución de las aves. Por lo que los resultados obtenidos en este estudio, son congruentes con lo anterior.

Así, aunque el manglar y la duna costera ofrecen recursos similares pero no los mismos, debido a las características de cada vegetación, el hecho de que sean vegetaciones contiguas permite que muchas aves usen ambos tipos de vegetación (e incluso otros también cercanos), aunque no por ello se pueda suponer que lo hagan de forma exclusiva. Sin embargo, aunque hubo pocas especies exclusivas o casi exclusivas del manglar y ninguna de la duna costera (más adelante se aborda el análisis de la identidad de especies), es evidente que la composición de especies es semejante entre ellas y muy diferente a las selvas. Considerando la matriz que rodea los puntos en estas coberturas vegetales, en la duna costera todos los puntos estuvieron rodeados por matriz natural y en el caso del manglar sólo una pequeña porción fue matriz mixta y los demás puntos matriz natural. Así, bajo el contexto espacial, en ambos casos, la matriz promueve que las aves usen las coberturas contiguas, de forma más habitual que si tuvieran que

atravesar áreas descubiertas o sitios con coberturas vegetales muy diferentes.

Por todo lo anterior, la semejanza de la composición de aves de estas coberturas aparentemente no es incidental.

Por otro lado, existe una clara diferencia en las selvas. A pesar de ser bosques tropicales, éstas son muy diferentes en su composición de especies de aves.

Aunque se podría considerar que existe alguna semejanza entre estas dos vegetaciones, geográficamente se encuentran separadas y, aunque ambas sean bosques tropicales, sus condiciones de hábitat son muy diferentes debido a las características del tipo de vegetación de cada una. Por ello, la diferencia entre la composición de especies de aves es congruente con el hábitat mismo que cada vegetación ofrece. Aunque existan especies compartidas, de forma global, la composición, es decir la riqueza y la abundancia de especies, conforman comunidades diferentes; además existen especies de plantas exclusivas o casi exclusivas de la selva mediana (como: *Pouteria campechiana*, *Talisia olivaeformis*, *Swartzia cubensis*) que podrían brindarle aún más particularidades a la comunidad de aves. Por otro lado, la selva mediana presenta una matriz natural en todos sus puntos, mientras que la selva baja espinosa presenta una matriz mixta. Así, tanto la lejanía de los puntos monitoreados entre estas coberturas vegetales y las características de cada hábitat, como la matriz que rodea a los puntos, brindan condiciones diferentes, por lo que las diferencias en la composición de especies parecen ser consecuencia de todos estos factores, aunque no de manera única, pudiendo existir otros factores tales como: extensión del hábitat, cercanía con otros tipos específicos de hábitats, etc.

Otro factor importante es que, para el caso de la selva baja espinosa, su presencia dentro de la Reserva se considera como “remanentes”, donde los únicos fragmentos que quedan ya son muy pequeños en comparación con otras coberturas nativas. Así, aunado a las características mismas de la vegetación, la calidad de la matriz y la ubicación de los puntos de monitoreo, pueden existir otros factores que determinen a la comunidad de aves. Un ejemplo es la relación del tamaño de los fragmentos con la diversidad de aves, y tal como lo plantean Gillespie y Walter (2001), este factor parece ser importante sólo en áreas muy pequeñas, donde el efecto de borde puede permear hacia todo el fragmento debido a su tamaño, por lo que la importancia de este factor se limita sólo a este hábitat.

Por otro lado, es la identidad de las aves las que brindan mayor o menor semejanza entre los hábitats. Son los recursos y condiciones que ofrece cada hábitat y la matriz que le rodea, los que definen las especies que van a albergar. Así, la mayor parte de las especies registradas en las coberturas nativas prefieren bosques o bordes (p. ej. *Arremonops rufivirgatus*, *Crypturellus cinnamomeus*, *Herpetotheres cachinnans*, *Piranga roseogularis*) a las áreas abiertas o semiabiertas. Esto implica que las especies que mejor explican la varianza a través de los años y en las coberturas vegetales nativas, son especies de bosque o borde, y no así las de zonas perturbadas (p. ej. *Crotophaga sulcirostris*, *Mimus gilvus* *Volatinia jacarina*) manteniendo la identidad de la avifauna de cada cobertura vegetal y, donde las aves de áreas abiertas o semiabiertas aparentemente no han desplazado a las aves de bosque o borde, a pesar de los altos niveles de perturbación existentes en el paisaje de la Reserva. Aunque



Ramírez-Albores (2010) reporta que en diversos estudios se ha encontrado que la avifauna de hábitats nativos fragmentados suelen ser dominados por especies generalistas y tolerantes a la matriz antropogénica, en este estudio se puede observar que los hábitats nativos aún no están dominados por el tipo de especies mencionadas en dicho estudio. Esto puede deberse a que los sitios monitoreados no presentan un nivel de fragmentación tan alto como en otros sitios dentro de la misma Reserva y de otros estudios, y además mantienen una alta conectividad con otros tipos de coberturas nativas.

Asimismo, hubo 25 especies exclusivas o casi exclusivas de alguna de las coberturas vegetales, y son éstas las que suelen marcar las diferencias en la comunidad de aves de cada tipo de cobertura. Sin embargo, las abundancias de las demás especies, también tienen un papel esencial en la semejanza o diferencia de comunidades de aves de las coberturas, ya que determinan los niveles de dominancia, similitud, redes tróficas, etc. Por ello, es la combinación de las especies (riqueza) y el número de individuos (abundancia) de cada cobertura vegetal, la que define a la comunidad de aves, y la conformación particular de cada una.

Respecto a los años, se observa que el año 2006 es completamente diferente en la composición de la avifauna, seguido del 2008 en que, aunque es ligeramente semejante al 2009 y 2007, aún hay una distancia marcada. Es importante considerar que la Reserva está ubicada en una zona de alta vulnerabilidad a huracanes, sin embargo, en 2006 sólo se presentaron tormentas y depresiones tropicales cercanas a la zona y, ningún huracán que incidiera directamente en

dicha área pero, por otro lado, en los años 2006 y 2009 los meses monitoreados fueron menos que en los demás años, por lo que podría estar influyendo la diferencia del tiempo monitoreado.

De cualquier forma, es evidente que los hábitats nativos y su configuración espacial, están teniendo un papel esencial en la composición de la avifauna de la Reserva. Los efectos de la heterogeneidad del hábitat en la riqueza de especies de flora y fauna han sido ampliamente estudiados. Una revisión reciente demostró que gran número de estudios que abordan este tema reportan correlaciones positivas entre la diversidad de especies y la heterogeneidad (Tews *et al.*, 2004). Dado que la Reserva es un mosaico heterogéneo conformado por diversas coberturas vegetales, con diferentes niveles de perturbación, está permitiendo albergar especies que son flexibles y que pueden utilizar diversos hábitats hasta otras altamente especializadas que confieren una composición particular a algunos hábitats, tal como la selva mediana.

Por otro lado, aunque es evidente que las variables ambientales y espaciales aquí analizadas no fueron significativas, no implica que no tengan ningún tipo de influencia sobre las aves. En este caso, indican que en general, para las especies registradas en los diferentes tipos de cobertura, las variaciones espaciales y temporales de las variables ambientales se encuentran en sus rangos de tolerancia. Por lo que, al menos las variables ambientales medidas, no representan un factor que explique la diferencia en la composición de especies entre tipos de cobertura y años. Heikkinen *et al.* (2006) plantean que para modelar o predecir distribuciones de especies se deben usar variables directas, tales como la precipitación y la temperatura en lugar de variables indirectas como la latitud.

También explican que para especies como las aves migratorias las condiciones climáticas pueden ser determinantes para procesos de reproducción. Por otro lado, Huntley (1995) expone que es probable que un grupo de variables climáticas puede no ser aplicable a todas las aves tal como sí es posible con una amplia variedad de especies de plantas. Con lo anterior es importante destacar que es posible que las variables usadas en este estudio podrían ser aplicables a un grupo de aves y no a la comunidad, y que por ello, es posible que no hayan salido significantes. Basándose en los planteado por Heikkinen *et al.* (2006), es posible que la influencia de estas variables pudiera ser mayor para las especies migratorias.

Sin embargo, también es importante enfatizar que las interconexiones ecológicas son multifactor, por lo que, es difícil que sólo dos o tres variables lleguen a ser totalmente determinantes en la composición de una comunidad. Brown *et al.* (1995) encontraron que el número de especies de aves dependía de varios factores tales como el área, la topografía, diversidad de hábitats, entre otras. Aunado a esto, es posible que las variables varíen a través del tiempo y de las condiciones de una misma área de estudio, por lo que las variables que influyen en la composición de la comunidad podría cambiar de un año a otro, así como también pueden variar las especies que se ven influenciadas por las mismas.

### **VI.3 Tendencias de Abundancia de las Especies de Aves de las Coberturas Vegetales Nativas**

Considerando aquellas especies con cambios significativos en su tendencia, de forma global, la tendencia es hacia la disminución, esto a pesar de que existen

algunas especies con tendencia hacia el aumento. Esto implica que, de seguir con este comportamiento, las especies que están mostrando cambios significativos en sus tendencias de abundancia, podrían estar en peligro, afectando la actual composición de la comunidad de aves de la Reserva. Por ello, es necesario mantener el monitoreo de estas especies y de la comunidad en general para actualizar las tendencias.

Analizando de forma individual la tendencia de cada especie, es posible observar que ocho, de las 28 especies tienen una tendencia a aumentar, pero estas especies prefieren las áreas abiertas, semiabiertas o bordes, lo que indica que las aves que están aumentando su abundancia son más flexibles, ya que pueden hacer uso, tanto de bosques como de áreas perturbadas. Esto puede derivarse del aumento de áreas destinadas a actividades humanas de alto impacto (ganadería, asentamientos humanos, agricultura, etc.).

La tendencia reportada por la Lista Roja (IUCN, 2010), a nivel global, de las especies que en este estudio se observaron con una tendencia hacia el aumento es: *Amazona albifrons* e *Icterus gularis* tienen una tendencia poblacional en aumento; *Amblycercus holosericeus*, *Attila spadiceus*, *Crypturellus cinnamomeus*, *Leptotila jamaicensis* y *Momotus momota* presentan estabilidad en sus poblaciones, mientras que *Setophaga virens* tiene una ligera tendencia a disminuir muy lentamente sin ponerla en riesgo alguno. Para el caso de *A. albifrons* e *I. gularis* la tendencia global y la observada en la Reserva es igual. Para *A. holosericeus*, *A. spadiceus*, *C. cinnamomeus*, *L. jamaicensis* y *M. momota* es diferente, ya que en la Reserva se observa que están aumentando. Aunque a

nivel global estén estables, el aumento observado en la Reserva no es tan marcado, por lo que podría considerarse simplemente aumentos locales que no se reflejen a una mayor escala. Sin embargo, para el caso de *D. virens* la tendencia global es opuesta a la local, donde, aunque el aumento tampoco es marcado, aún así mantiene una tendencia a aumentar. Sin embargo, dado que la especie se asocia a áreas abiertas y al bosque, es posible que, al aumentar las áreas abiertas en la Reserva y su área de influencia, la tendencia local refleje los cambios de vegetación locales. Debido a estas diferencias en la tendencia, debería mantenerse el monitoreo de la especie para mantener actualizada la información sobre su tendencia.

Por otro lado, 16 especies tienden a disminuir. Ya sea que presenten cambios intermedios, teniendo en cuenta la abundancia inicial con la final, la tendencia es a disminuir. De éstas, cinco prefieren zonas abiertas, semiabiertas o perturbadas: *Columbina passerina*, *Crotophaga sulcirostris*, *Mimus gilvus*, *Passerina cyanea* y *Pitangus sulphuratus*, mientras que el resto prefieren bosques, humedales y/o zonas arboladas: *Cardinalis cardinalis*, *Euphonia affinis*, *Herpetotheres cachinnans* (se posa en áreas abiertas), *Icterus dominicensis*, *Leptotila verreauxi*, *Myiozetetes similis*, *Myiarchus tuberculifer*, *Piranga roseogularis*, *Uropsila leucogastra*, *Vireo pallens* y *Volatinia jacarina* (INBIO, 2007; Museo de las Aves de México, 2011). Respecto a sus tendencias reportadas según la Lista Roja (IUCN, 2010), *Columbina passerina*, *Crotophaga sulcirostris*, *Herpetotheres cachinnans* y *Passerina cyanea* aunque aparentemente está habiendo un decremento, se considera que aún no afecta a sus poblaciones, ya que está sucediendo muy lentamente. Para el caso de *Cardinalis cardinales*, *Euphonia*

*affinis*, *Icterus dominicensis*, *Myiozetetes similis*, *Myiarchus tuberculifer*, *Piranga roseogularis* y *Volatinia jacarina* sus poblaciones parecen estar estables. Mientras que para *Leptotila verreauxi*, *Mimus gilvus* y *Pitangus sulphuratus* sus poblaciones parecen ir en aumento. *Uropsila leucogastra* y *Vireo pallens*, no cuentan con información clara de su tendencia, por lo que se considera desconocida.

Considerando tanto el tipo de hábitat de su preferencia (de cada especie) como la tendencia reportada por la IUCN, algunas especies reportan la misma tendencia. Sin embargo, aquellas en las que la IUCN reporta tendencia de aumento no coinciden con los resultados del monitoreo. Sin embargo, para el caso de *Mimus gilvus* y *Pitangus sulphuratus*, dado que su hábitat son las zonas abiertas, semiabiertas o perturbadas, al estar en aumento ese tipo de hábitats dentro de la Reserva, es posible que su presencia en los hábitats nativos, cada vez sea menor, por lo que en apariencia, dentro del monitoreo estén disminuyendo, mientras que podrían estar aumentando en las zonas antropogénicas (pastizales inducidos).

Asimismo, aunque a nivel mundial se presenten ciertas tendencias, es posible que las tendencias dentro de la Reserva sean diferentes, ya sea por cambios a nivel local dentro de la RBRL, a simples variaciones temporales de la especie misma o a que la tendencia a nivel regional pueda ser diferente de la mundial reportada.

Finalmente, de las especies que no mostraron cambios en su abundancia, *Actitis macularius* y *Calidris mauri*, prefieren zonas asociadas a cuerpos de agua o humedales, mientras que *Dactylortyx thoracicus* y *Vireo griseus* habitan los

bosques (INBIO, 2007; Museo de las Aves de México, 2011). Así, aunque las tres primeras especies presentan tendencia a disminuir aparentemente aún no han afectado a su población en la Reserva; *Vireo griseus* presenta una tendencia hacia el aumento (IUCN, 2010).

Todo esto confirma que la mayor parte de las aves que están tendiendo alguna tendencia hacia la disminución son aves de bosque o humedales. Así, de mantenerse estas tendencias, las aves de hábitats nativos están en riesgo y, considerando que la razón de la existencia de la Reserva es conservar la biodiversidad y representatividad de hábitats de la región, la pérdida de la avifauna, también pone en riesgo el principal objetivo del área. En cuanto a la tendencia de la abundancia, parece haber una influencia de las coberturas antropogénicas. Ramírez-Albores (2010) encontró que este tipo de coberturas brindan perchas y acceso a recursos alimenticios, pudiendo derivar en una riqueza semejante a la de coberturas nativas, siendo un caso semejante en la Reserva, pero la identidad de éstas demuestra que el ensamblaje es diferente, ya que las coberturas antropogénicas albergan aves de áreas perturbadas mientras que las coberturas nativas albergan, principalmente, aves de bosque, pareciendo que hay poca influencia de unas coberturas sobre otras. Sin embargo, en el aspecto de la tendencia es más fácil identificar un posible impacto por la transformación del uso del suelo, ya que, son mayormente, las aves de bosque las que están mostrando una tendencia hacia su disminución, mientras que las aves de áreas abiertas, aunque presentan diversas tendencias, la mayoría son hacia el aumento. En este sentido, existen diversos estudios que han planteado que el cambio de uso de suelo de coberturas nativas a coberturas

antropogénicas, afecta a las aves, alterando su riqueza, diversidad y composición y llegando a reducir el tamaño de las poblaciones de varias especies (Kricher y Davis, 1989; Rappole y Morton, 1985; Renjifo, 1999).

Por ende, si aumentan las áreas de origen antropogénico, existe más superficie disponible para las aves que prefieren las áreas perturbadas, siendo de esperarse el aumento de dicho tipo de aves al aumentar dicho tipo de coberturas vegetales. Según INE-IG (2002), en 1976, dentro de la Reserva existían 53,335.60 ha de selvas, manglares, petenes y otras coberturas vegetales nativas, mientras que de áreas agropecuarias habían 6,124.01ha. Sin embargo, el mismo autor reporta que para el año 2000, la extensión de las coberturas vegetales nativas era de 45,581.63 ha (14.5% menos en el 1976) y de tierras agropecuarias 11,629.90 ha. (89.9% más que en 1976), lo que demuestra que existe una fuerte tendencia al aumento de zonas agropecuarias, principalmente pastizales inducidos, y por ende, esto disminuye la calidad de la matriz dentro del área protegida.

Aunque no se cuenta con un análisis de cambio de uso de suelo que contemple los años de estudio de este trabajo, y el modelo de las variables espaciales y ambientales no es significativo, sí se puede observar que existe mayor afinidad hacia la variable IMC, que es la que refleja la homogeneidad o heterogeneidad de la matriz, y la dominancia de tipos de cobertura (natural o antropogénica). Esto permite suponer que la calidad de la matriz es un factor que influye en la composición de especies, aunque no sea determinante por sí solo. Aunado a esto, es importante considerar que la sensibilidad de las especies a los cambios no es igual. Es posible que existan especies que sean más sensibles que otras y,



sus poblaciones se vean afectadas en periodos de tiempo más rápidos. También habrá especies cuya sensibilidad sea baja y puedan adaptarse a los cambios de tal forma que sus poblaciones se vean afectadas temporalmente y puedan recuperarse una vez que se adapten. En otros casos habrá especies que su sensibilidad sea media, y los efectos en sus poblaciones puedan verse de manera desfasada al evento o periodo del cambio. Las perturbaciones pueden tener dos tipos de efectos, aquellos en el corto plazo que resultarán en la mortalidad directa de individuos y los de largo plazo, que tendrán en efectos hasta multianuales, resultando en cambios del tamaño de la población, estructura de edades, etc. (Ford *et al.*, 1982). Asimismo, la sensibilidad puede estar influenciada por los procesos demográficos, elementos del paisaje, condiciones ambientales, comportamiento individual, dinámica de la comunidad o una combinación de factores (Bayard y Elphick, 2010).

Dado que los cambios en la matriz, en este caso, debido al cambio de uso de suelo por el avance de la frontera agropecuaria, la distribución espacial y temporal de los recursos se reorganiza, teniendo efectos en la disponibilidad y forma de uso de los mismos, siendo el alimento, uno de los recursos más importantes y más afectados en los procesos de cambio de uso de suelo (Butler *et al.*, 2010). Así, debido a que las especies, ya sea a nivel poblacional o comunidad, pueden responder de diferente manera, en este estudio no fue posible saber si las tendencias mostradas se deben o no al cambio de uso de suelo o a otros factores, y si los efectos ya se han expresado o están comenzando a expresarse.

Considerando que existen factores generales que han sido asociados a la disminución de las poblaciones de especies vulnerables, entre los que se encuentran la intolerancia a los cambios de su hábitat, poblaciones naturalmente bajas, habilidades de dispersión limitadas, bajas tasas de sobrevivencia, especialización, etc. (Aleixo y Vielliard, 1995; Bierregaard y Stouffer, 1997; Diamond, 1981; Dos Anjos, 2006; Karr, 1990; Laurance *et al.*, 1997; Leck, 1979; Willis, 1974), es posible que las especies altamente sensibles ya no se encuentren en el paisaje de la Reserva o se encuentren en sitios puntuales donde encuentren las condiciones que cubran sus requerimientos. Por lo que, aunque se cuenta con datos de 5 años y medio, se desconoce la tendencia que tuvieron estas especies cuando comenzó a darse el aumento acelerado de pastizales inducidos.

Las aves terrestres o aquellas de sotobosque, son consideradas como especies con particular sensibilidad a la fragmentación de su hábitat, debido a que son de baja dispersión (Dos Anjos, 2006; Stouffer y Bierregaard, 1995). Por otro lado, la falta de capacidad de usar los hábitats deforestados de la matriz, parece ser un factor relacionado con la desaparición de aves insectívoras en bosques fragmentados, mientras que las grandes frugívoras, que usualmente son consideradas sensibles, también pueden albergar algunas especies muy tolerantes (Dos Anjos, 2006; Sekercioglu *et al.*, 2002; Willis, 1979). En este sentido, al observar que la mayor parte de las especies que tienden a disminuir son especies de bosque, el proceso de fragmentación de su hábitat y el aumento de pastizales inducidos (lo que implica la deforestación del hábitat natural), parecen haber impactado a especies sensibles pero incluso, afectando a otras

especies que podrían considerarse más tolerantes, como *Cardinalis cardinalis* o *Euphonia affinis*.

### **VI.3.1 Tendencia de Abundancia de Especies Raras**

El concepto de especie rara debe ser enmarcado en cierto contexto, ya que los bajos registros de algunas especies pueden deberse al método utilizado, errores de muestreo, errores de identificación etc. Por ello, en este estudio se realizó una selección dentro de las especies de baja abundancia en el monitoreo de la Reserva, según la definición de Gaston (1994), una especie rara es la condición de cualquier organismo que, como resultado de una combinación de factores físicos o biológicos, está restringida en su abundancia o área, por lo que es notablemente menos que la mayoría de los organismos de entidades taxonómicas comparables. Asimismo, especies casuales, migratorias, incidentales, extraviadas, turistas o temporales, al ser incluidas en un ensamblaje pueden mostrar una gran desproporcionalidad de abundancia, pudiéndose categorizar como raras, sin así serlo. También existen artefactos derivados del muestreo que provocan rareza aparente. Estos artefactos pueden crear la percepción de que, especies que están más ampliamente distribuidas y son más abundantes, tuvieran nichos más estrechos y sean menos abundantes, aunque no sea la realidad (Gastón, 1994). Por esto, fue esencial eliminar de la lista de especies de baja abundancia a aquellas especies que no fueran residentes, diurnas y terrestres. De esta forma, las 21 especies que resultaron como raras, se consideran potencialmente raras dentro de la comunidad y no como resultado del método de monitoreo u otros artefactos.

Por otro lado, dentro de los artefactos que pudieran aparentar rareza, está el método de muestreo. Para las aves existen una gran variedad de métodos de monitoreo. En el caso de las aves terrestres diurnas el más sencillo y de bajo costo es el uso de puntos de conteo. Sin embargo esta técnica no sólo tiene ventajas, aunque es muy útil para aves terrestres, no lo es para aves acuáticas, rapaces y otras como nocturnas, aquellas que viven en parvadas o son silenciosas, etc. (Ralph *et al.*, 1993). Considerando tanto el método de muestreo como aquellas especies no terrestres, finalmente se seleccionó un grupo de especies que se sospechan raras en la Reserva, pues al asumir rareza de especies que no puedan ser monitoreadas correctamente con el método de puntos de conteo, se estaría cometiendo un error.

Así, una primera causa de la rareza de estas especies puede deberse a incursiones incidentales. En este sentido, la incursión de especies puede deberse a la cercanía de sus límites de distribución. Considerando esto, se observó que por lo menos ocho, de las 21 especies consideradas como raras, no tienen al área de la Reserva como parte de su distribución o se consideran incidentales (cuando así son reportadas por dos o más de los autores consultados), su área de distribución colinda con la Reserva, por lo que estas especies pueden realizar incursiones esporádicas en el área. Esta incidencia puede deberse tanto a que estén usando la Reserva cuando lo requieren ampliando su distribución natural (temporalmente o momentáneamente), o también, a casos particulares de individuos que llegaron hasta la Reserva por desorientación u otra causa. Partiendo del hecho de que muchos estudios han demostrado que muchas especies de aves tropicales (de bosque) raramente cruzan “espacios vacíos”

entre fragmentos de bosque (Harris y Reed, 2002; Stratford y Robinson, 2005), y observando la continuidad de la vegetación dentro de la Reserva hacia fuera de ella (particularmente hacia el este), las incursiones de especies es altamente factible, ya que, aunque la Reserva es un paisaje heterogéneo de diversas vegetaciones, mantiene cierta continuidad que podría ser muy difusa para especies altamente móviles como las aves, especialmente si su distribución colinda con la Reserva. En este sentido, también podría estar sucediendo una ampliación de la distribución natural de las especies, que puede deberse la disponibilidad de recursos en la Reserva.

Sin embargo, también pueden existir errores de identificación resultando en registros incorrectos de especies que no están presentes en la Reserva o que hasta este trabajo, no se han reportado oficialmente para la Reserva. Gaston (1994) plantea que existen varios factores que provocan esta condición de rareza, uno es la “vagancia” (del término *vagrancy* en inglés), donde hay especies que no forman parte, permanentemente, de un ensamblaje, estas especies pueden llamarse accidentales, casuales, incidentales, migratorias, turistas, etc. Asimismo, habla sobre otro factor, derivado del método utilizado en el estudio, que es la pseudo-rareza, la cual resulta de la dificultad en la identificación de las especies, por lo que puede existir sobre o subestimación de su abundancia.

Para el caso de las especies cuya distribución sí incluye el área de la Reserva, *Campephilus guatemalensis* y *Meleagris ocellata*, están bajo protección legal, lo que indica que son especies cuya abundancia ha disminuido notablemente. Para el caso de *Spinus psaltria* es una especie de áreas abiertas, por lo que su

presencia en selvas o manglares no es común. Para las demás especies, no es posible afirmar que su abundancia en la Reserva es realmente baja, ya que puede ser por efecto del tipo del método que no se estén registrando más individuos o por errores de identificación. Sin embargo, considerando lo mencionado anteriormente sobre la sensibilidad de algunas especies (Capítulo VI.3), todas las demás especies que se distribuyen en la Reserva y no están legalmente protegidas, tienen en común, como parte de su alimentación, los frutos y los insectos, con excepción del colibrí *Campylopterus curvipennis*. Aunque no se cuenta con información sobre disponibilidad de recursos alimenticios, podría existir una disminución de estos y por ende, afectar a la abundancia de estas especies.

Aunque el uso de puntos de conteo es muy útil para zonas tropicales, ya que la densa vegetación es un problema para el uso de redes, es necesario considerar que también existen sesgos derivados del objeto de estudio, los cuales pueden disminuirse al diseñar adecuadamente el muestreo. La imprecisión de los resultados producto de la heterogénea distribución espacial de los animales se puede combatir, parcialmente, mediante el muestreo estratificado; asimismo, aquella debida a la variabilidad temporal de abundancias y comportamiento de los animales se combate mediante un muestreo sistemático en el tiempo (Tellería, 1986). Sin embargo, aunque el monitoreo contó con un protocolo y fue sistemático, no se tomaron medidas específicas, enfocadas a disminuir sesgos derivados de la habilidad de los observadores o de la heterogénea distribución de los animales, así como de aquellos derivados de especies poco conspicuas y silenciosas (esto es parte de la varianza no explicada por el modelo). El monitoreo

se enfocó a realizar un monitoreo general de aves terrestres, en sitios de particular interés, con un método sencillo y de bajo costo.

Por otro lado, el análisis de los actuales datos de las especies raras, por medio de métodos estadísticos, no es factible, ya que los registros son esporádicos y por ello, no se cuenta con información suficiente para poder realizar un análisis que brinde información sobre las tendencias de sus abundancias. La presencia de una gran cantidad de ceros impide el uso de las transformaciones raíz cuadrada y logarítmica, debido a que éstas sólo sirven para normalizar valores distintos a cero y pueden resultar en análisis tendenciosos debido a que se violarían los supuestos más importantes de muchos modelos estadísticos (Welsh *et al.*, 1996). El cero en este caso no representa una ausencia, y mucho menos la probabilidad de no encontrar a la especie, sino que refleja la incapacidad de detectar a la especie por el método de muestreo. El cero, puede o no, ser verdadero (Legendre y Legendre 1998). En muchos casos, se usan datos de diversos puntos, se eliminan los ceros para hacer los análisis estadísticos o se sustituyen por otros valores. Sin embargo, la presencia de ceros tiene un importante significado ecológico. Existen alternativas de análisis como el uso de presencias y ausencias para realizar regresiones logísticas (Lewin, 2010), pero este tipo de análisis no permiten conocer la tendencia en la abundancia de las especies.

Para el caso de las especies raras de este monitoreo, los registros son tan bajos que, para la mayoría de estas especies, se cuenta con un solo registro a lo largo de todo el monitoreo, lo que prácticamente hace imposible realizar cualquier análisis que permita conocer alguna tendencia en su abundancia.

En este estudio, se identificaron estas especies potencialmente raras y, considerando todo lo anterior, para poder tener certeza de la tendencia de la abundancia de estas especies, sería necesario realizar estudios poblacionales de las especies de interés, que incluyan la probabilidad de ocurrencia y de detección para conocer la condición actual de su población. Asimismo, sería importante realizar estudios enfocados a la distribución de las especies que permita la actualización de las mismas con el fin de verificar si las incursiones de especies fuera de distribución son incidentales o están ampliando su distribución natural.

#### **VI.4 Comparación de la Avifauna de los Poteros y las Coberturas Vegetales**

##### **Nativas**

Pocos trabajos abordan el tema de la heterogeneidad del paisaje en ambientes tropicales con aves silvestres en mosaicos agrícolas. Marsden y Symes (2008) reportan que en una revisión mostró que de 43 trabajos que compararon la riqueza de especies/diversidad en un amplio número de especies de flora y fauna con el bosque primario y acroecosistemas, 34 encontraron baja riqueza en agroecosistemas, donde muchos identificaron un gradiente decreciente de diversidad del bosque a zonas de jardines y sólo algunos encontraron una relación inversa (p. ej. Söderström *et al.*, 2003). En este trabajo, la diversidad de los pastizales inducidos fue semejante a las coberturas naturales, lo que contradice lo encontrado en la revisión antes mencionada. Sin embargo, la identidad de las especies juega un papel esencial en la composición de una comunidad, ya que las mediciones de diversidad no pueden diferenciar entre especies de bosque y especies de áreas perturbadas.



Así, considerando la información sobre la identidad de las especies y la aportación de cada cobertura a la diversidad de aves, es posible identificar que, aunque el aporte (en número de especies y abundancia) de los pastizales inducidos es alto, la calidad de la diversidad, es decir, el tipo de especies que está albergando, no forzosamente son de gran valor, ya que muchas de las especies prefieren las áreas abiertas (perturbadas). A diferencia de las otras coberturas que, aunque su aporte pueda ser menor, las especies que albergan son de mayor calidad, ya que son especies típicas bosques, bordes, humedales, etc. (sitios con coberturas vegetales nativas).

Considerando lo anterior, aunque el aporte de los pastizales inducidos fue alto en el estudio, se considera que la avifauna que alberga no es la que enriquece a la diversidad de la Reserva, por el contrario, una fracción de la diversidad de los pastizales inducidos se consideran especies no deseadas dentro de un área protegida. En este sentido, parte del objetivo de la Reserva es “Mantener la integridad de los ecosistemas y sus elementos para preservar la diversidad genética de las especies silvestres de las que depende la continuidad evolutiva” (SEMARNAT, 2007). Bajo este marco y desde la perspectiva de manejo, aquellas especies que no son las características de los ecosistemas nativos con buena integridad ecológica, es decir especies invasoras, exóticas o de zonas perturbadas, se podrían considerar no deseadas ya que se busca que disminuyan dentro del área protegida, aplicando medidas de conservación enfocadas a mitigar los impactos generados por las actividades antropogénicas. Por lo que, las especies albergadas por los pastizales inducidos (especies de zonas perturbadas)

aportan una diversidad de aves que no son parte del objetivo de conservación de la Reserva.

Asimismo, al identificar que este aporte de los pastizales inducidos es elevado, es posible suponer que se debe a que existe una buena extensión de hábitats antropogénicos que favorecen a este tipo de aves, y que posiblemente va en aumento, pero considerando que la vegetación de la Reserva, originalmente se componía de selvas tropicales y humedales y otras asociaciones como petenes, palmares, etc. esto implica que existe cambio de uso de suelo que destruye el hábitat natural para imponer otros altamente perturbados.

Así, aunque los pastizales inducidos no son hábitats desolados y poseen altos niveles de diversidad de aves, lo que reflejan es que están albergando una diversidad compuesta por especies que reflejan altos niveles de perturbación en grandes extensiones de tierra. Cerezo *et al.* (2009) encontraron que en coberturas antropogénicas (llamadas modificadas en dicho estudio), son de muy poco valor para las especies de bosque, siendo que prácticamente los pastizales inducidos no tienen ningún valor para las aves residentes de bosque. Al igual que en dicho estudio, aquí los pastizales inducidos no parecen tener valor para las aves de bosque, aunque ocasionalmente puedan encontrarse este tipo de aves haciendo uso de los recursos de los pastizales inducidos.

Aunque el 74% de la diversidad es explicada por las coberturas nativas (principalmente por la selva mediana), los pastizales inducidos de forma individual aportan más diversidad que otros tipos de cobertura. Sin embargo, la selva mediana posee diversidad de alta calidad y tiene una composición de especies

que no se parece a la de otras coberturas, por lo que este tipo de vegetación se convierte en un elemento del paisaje de gran importancia para la avifauna de la Reserva. Aunque esto no disminuye la importancia de las otras coberturas vegetales nativas.

Por otro lado, tomando en cuenta que las selvas medianas han sufrido de gran cantidad de impactos en la región de la Península de Yucatán, el hecho de que exista un macizo forestal compartido por dos áreas protegidas y, que esté albergando gran diversidad de aves de bosque, le confiere gran importancia. Esto resalta las necesidades de mantener su actual estado de salud y, en lo posible, mejorarlo.

Para el caso de la selva baja espinosa, ya se demostró que posee una composición de especies de aves que no se asemeja a las demás y, aunque su aportación a la diversidad de aves es menor, la identidad de las especies que alberga es muy relevante ya que pueden ser especies, como el caso de *C. yucatanicus*, que sus funciones ecológicas dependan de este tipo de vegetación. Considerando que los remanentes son pequeños, el efecto de borde podría ser muy alto, por lo que la presencia de especies de borde como *Columbina passerina*, podrían llegar a predominar, más allá de especies muy especializadas. Sin embargo, aunque la diversidad de aves no sea de tan alta calidad como en la selva mediana, las especies de borde siguen siendo preferibles a aquellas de zonas abiertas o altamente perturbadas.

Para el caso del manglar y la duna costera, ambas aportan una porción semejante a la diversidad, y su composición de especies puede considerarse muy semejante. Sin embargo, pueden estar albergando especies complementarias. Por ejemplo, el manglar aporta mayor cantidad de especies características de humedales que, además son migratorias, como *Tringa flavipes*, mientras que la duna costera alberga más especies residentes, como *Buteogallus anthracinus*.

Ruiz-Gutiérrez *et al.* (2010) plantean que la composición de la matriz entre fragmentos es un predictor muy importante de la sensibilidad de las especies hacia el tamaño del fragmento y su aislamiento, lo que significa que muchas especies en matrices heterogéneas pueden hacer un uso oportunista de la matriz e incluso persistir en ella. Este planteamiento lleva a comprender que otro importante factor para entender las diferencias en la composición de aves de las coberturas nativas y los pastizales inducidos es la matriz que les rodea. Hay que recordar que para el caso de los pastizales inducidos, la mitad de los puntos se encuentran en matriz mixta y los otros en matriz antropogénica. En estos últimos, la oportunidad de que aves de bosque lleguen a utilizar los pastizales inducidos es prácticamente nula, ya que no existe ningún fragmento cercano donde pudieran encontrar los recursos necesarios y hacer incursiones en pastizales inducidos. Para el caso de los puntos en pastizales inducidos en matriz mixta, es más factible que existan algunas aves de bosque que incursionen en ellos para hacer uso de recursos específicos (estos aspectos se abordan en la sección VI.4.1 Avifauna de los Pastizales inducidos), pero habrá muy pocas que puedan subsistir en las coberturas antropogénicas sin la presencia de los bosques (Cerezo *et al.*, 2009). Para el caso de las coberturas nativas, la situación es

inversa. Existen puntos en sitios con matriz natural y mixta, por lo que son las aves de áreas abiertas las que llegarían a incursionar en sitios donde existan pastizales inducidos cerca o contiguos.

También es posible encontrar otros paisajes con elementos antropogénicos menos drásticos que los pastizales inducidos (tal como son manejados en la Reserva). Cerezo *et al.* (2009) analizaron un paisaje con presencia de cercas vivas, las cuales tuvieron otra composición de aves, resaltando su importancia para aves migratorias, para aves de bosque, concluyendo que este tipo de elementos en el paisaje son muy importantes para las aves migratorias en zonas ganaderas. Así como los cercos vivos, los pastizales inducidos arbolados podrían brindar opciones de uso para las aves, por lo que en áreas ganaderas, como la Reserva de Ría Lagartos y sus alrededores, es posible que un mejor manejo de los pastizales inducidos, ayude a conservar mejor la avifauna.

Con lo anterior, es importante plantear que, aunque son muchos los factores que determinan la variación en la composición de especies de una comunidad, la importancia de la matriz ha ido tomando fuerza y puede ser un factor que, aunque no determine por sí mismo a una comunidad, sí pueda influir fuertemente en su composición e incluso, para algunas especies, pueda llegar a representar la diferencia entre su persistencia o extinción en paisajes fragmentados.

#### ***VI.4.1 Avifauna de los Pastizales inducidos***

Se identificó que existen especies registradas en ambos tipos de pastizales inducidos, es decir aquellos pastizales inducidos con matriz mixta (PPM) y

pastizales inducidos de matriz antropogénica (PMA) y otras que se registraron de forma exclusiva sólo en alguno de los dos tipos de pastizales inducidos. De acuerdo a lo que se infiere de la importancia de la matriz, es decir que los diferentes tipos de matrices ofrecen diferentes recursos, se esperaría que las aves de los PMA fueran aves que prefieren las áreas abiertas y semiabiertas, a diferencia de los los PPM donde habría una gran variedad de tipos de aves (áreas abiertas, semiabiertas, bordes, bosques).

Evidentemente las especies compartidas fueron variadas, mostrando que se trata desde especies de áreas abiertas hasta especies de bosque y otras muy flexibles. Para el caso de las especies registradas exclusivamente en los PMA fueron de áreas abiertas, sin embargo una pequeña porción prefiere otros hábitats, mayormente humedales/cuerpos de agua. Para estas especies, las aguadas presentes en algunos pastizales inducidos ofrecen el hábitat que requieren; estas aguadas suelen ser conservadas en los pastizales inducidos ya que sirven como fuente de agua para el ganado. Para el caso de los PMM, aunque fue menor la proporción de aves que prefieren la selva, el hecho de ser una matriz mixta permitía suponer que no sólo habría aves de bosque, sino desde aves de bosque hasta de áreas abiertas. En este caso, la mezcla de vegetación nativa con pastizales inducidos y cuerpos de agua, brindan una amplia gama de recursos y por ende, una amplia gama de tipos de aves es la que pueden observarse en esta zona. Por otro lado, debido a que se estuvieron monitoreando los pastizales inducidos, las aves con altos requerimientos de hábitat de bosque se esperaba fueran menos registradas ya que para muchas, su presencia en los pastizales

inducidos es incidental, pero aún así, demostró que sí están en esta área, aún y a pesar de la presencia de tierras ganaderas.

Al haber un buen número de especies compartidas podría parecer que las especies exclusivas no son suficientes para marcar una diferencia entre la avifauna de los dos tipos de pastizales inducidos. Sin embargo, la composición, como un todo, también es diferente. Considerando la definición de composición de especies como el tipo y número de individuos de especies que conforman una comunidad dada, vemos que la composición de especies también es diferente entre los dos tipos de pastizales inducidos, a pesar de que existen muchas especies que son compartidas.

A pesar de que existen una gran variedad de estudios donde se plantea que algunas especies de aves migratorias prefieren las zonas agropecuarias, también se ha enfatizado que dicha preferencia sucede cuando la intensidad del manejo disminuye, por lo que las zonas agropecuarias intensivas no son las áreas que prefieren. También existe el planteamiento de que en los pastizales inducidos es común encontrar aves migratorias debido a que es común que los subordinados migratorios deban ocupar hábitats de menor calidad debido a la fuerte competencia que existe entre las migratorias y las residentes (Martin, 1984; Lynch, 1989; Saab y Petit, 1992; Studds y Marra, 2005; Wallace, *et al.*, 1996). En este caso se observó que existe mayor número de especies residentes, lo cual permite suponer que, aunque exista un gran número de especies migratorias que incluso podrían preferir los pastizales inducidos debido a que son granívoras, en realidad, los pastizales inducidos están siendo utilizados por aves residentes

durante todo el año, por lo que el efecto de las aves migratorias no es determinante en la composición de las aves de los dos tipos de pastizales inducidos. Lo cual fue confirmado, observando que, aún quitando del análisis a las especies migratorias, la diferenciación de los pastizales inducidos se mantuvo.

Así, la calidad de la matriz que rodea a los pastizales inducidos sí parece influir en la avifauna de éstos. Aunque quizá no sea el factor determinante del tipo de aves que usa los pastizales inducidos, parece ser un factor que influye fuertemente (Aberg, *et al.*, 1995; Bender y Fahrig, 2005; Perfecto, *et al.*, 1997; Vandermeer y Carvaja, 2001), ya sea que tenga un efecto fuente-sumidero, que brinde recursos útiles a diversos tipos de especies, entre muchos otros posibles efectos, la calidad de la matriz puede ser un factor que influya fuertemente en la composición de especies en el paisaje. Aunque vale la pena enfatizar que la “calidad” de la matriz estará en función de las especies de interés.

La importancia de la influencia de la matriz la explican Vandermeer *et al.* (2008), quienes resaltan que, a pesar de que las especies encontradas en la matriz pueden ser muy diferentes a aquellas encontradas en los fragmentos, la matriz puede contener especies fugitivas u oportunistas que hacen uso de los recursos presentes, por lo que dependerá de la calidad de la matriz la oferta de dichos recursos y el tipo de especies que contenga. Asimismo, enfatizan que muchos estudios parecen corroborar que existen diversas calidades de matrices y destacan la importancia de aquellas de “alta calidad” para la conservación de la biodiversidad. Esta perspectiva ayuda a comprender la importancia de la matriz en el caso la RBRL, donde las diferencias de la calidad de la matriz son notables



y, aparentemente esto influye en las especies de aves presentes en ambos tipos de pastizales inducidos. Asimismo, dichos autores explican que un aspecto relacionado con la biodiversidad es que la matriz, en sí misma, puede proveer de refugio a especies que de otra manera podrían extinguirse a causa de la pérdida de hábitat. Además es posible que las especies asociadas a áreas abiertas (claros) o bordes de selva se vean beneficiadas por aspectos como la fragmentación (Vázquez-Pérez, *et al.*, 2009), por lo que las matrices de baja calidad les ofrecerían recursos adecuados.

## **VII. Conclusiones y Recomendaciones de Manejo**

Aunque no se obtuvieron resultados definitivos con el IMC, existen diversos indicios de que la matriz puede ser uno de los factores que influye en la composición de la comunidad de aves.

Se demostró que los pastizales inducidos no están teniendo valor para las aves de bosque, por lo que se recomendaría cambiar el manejo de éstos, integrando elementos arbóreos (pastizales inducidos arbolados y cercas vivas). Estos elementos brindarían una mayor oferta de recursos para las aves de áreas abiertas y evitar que éstas tiendan a usar las coberturas nativas, desplazando a las aves de bosque, y a su vez, brinden opciones de recursos para aves de borde, convirtiéndose en coberturas menos agrestes para la avifauna más valiosa de la Reserva. Sin importar cuánto tiempo ha pasado desde que se inició el proceso de cambio de uso de suelo en la Reserva, el evitar la total conversión de la matriz a una matriz meramente antropogénica, brinda la oportunidad de que las aves de bosque persistan.

De forma general se observó que la tendencia de la abundancia de la comunidad de aves terrestres en la Reserva es hacia su disminución, existiendo algunas especies que pudieran ser de gran valor ecológico y relevancia para la Reserva. Asimismo, existen diversas especies que fueron detectadas como “raras”, pero al no contar con información suficiente fue imposible definir si dicha condición es real o resultado del método de monitoreo o errores humanos. Por ello se recomienda que, además del actual monitoreo que se mantiene en la Reserva, se realicen estudios particulares de aquellas especies cuya tendencia en su abundancia implica disminución (ya sea brusca o ligera) o de baja abundancia, con el fin de poder tomar decisiones de manejo que promuevan su conservación. De igual manera, se deberá estar atento a las especies que mostraron un marcado aumento, ya que al ser especies de áreas abiertas, el crecimiento de tierras agropecuarias en la Reserva y su zona de influencia, podría brindarles mayor oportunidad de persistencia sobre las aves de bosque, afectando a la comunidad de aves de mayor valor ecológico.

Es importante llevar a cabo estudios específicos, por un lado, porque aquellas especies que están fuera de su distribución natural, podrían estar teniendo cambios en la misma, derivada de factores tales como el cambio climático global. Por otro lado, otras especies podrían estar teniendo severas afectaciones en sus poblaciones, por lo que habría que realizar acciones inmediatas para evitar que su disminución continúe.

Finalmente, es importante destacar el valor de la selva mediana en la diversidad de aves de la Reserva. Aunque todas las coberturas nativas mostraron tener una composición de aves más valiosa que los pastizales inducidos, para el caso de la selva mediana, es la cobertura que alberga una diversidad de aves de gran calidad (alto valor ecológico), al ser un macizo forestal bien conservado, su protección es crucial para la avifauna de la Reserva. Asimismo, la selva baja espinosa, el manglar y la duna costera, también son de gran importancia y, debido a que son coberturas muy amenazadas por el cambio de uso de suelo, por lo que requieren de más esfuerzos de protección y recuperación, en el inmediato y corto plazo, ya que de lo contrario no podrán seguir manteniendo la avifauna de alta calidad que hoy en día mantienen.

## VIII. Bibliografía

- Aberg, J., G. Jansson, J. E. Swenson y P. Angelstam. 1995. The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse (*Bonasia bonasia*) in isolated habitat fragments. *Oecologia*, 103: 265-269.
- Abugov, R. 1982. Species diversity and phasing of disturbance. *Ecology*, 63: 289-293.
- Aleixo, A. y J. M. E. Vielliard. 1995. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoología*, 12: 493-511.
- Allredge, M. W., K. Pacifici, T. R. Simons y K. H. Pollock. 2008. A novel field evaluation of the effectiveness of distance and independent observer sampling to estimate aural avian detection probabilities. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1349-1356.
- Allredge, M. W., T. R. Simons y K. H. Pollock. 2007. Factors affecting aural detections of songbirds. *Ecological Applications*, 17: 948-955.
- Anderson, M. J., T.O. Crits, J. M. Chase, M. Velled, B.D. Inouve, A.L Freestone, N. J. Sanders, H. V. Cornell, L. S. Comita, K. F. Davies, S. P. Harrison, N. J. Kraft, J. C. Stegen y N. G. Swenson. 2011. Navigating the multiple meanings of  $\beta$  diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14: 19-28.
- Andrade, M. (compiladora). Durán G. R., J. Herrera-Silveira, G. de la Cruz, J. Keenan, J. Shopland, S. Silbert, R. Rubio, J. C. Chab, F. Contreras, F. Cervera, F. Be-Estrella, R. Migoya, J. L. Cabrera, M. Berlanga y E. Miranda. 1997. Análisis de amenazas de la Reserva Especial de la Biosfera Ría

Lagartos en la Península de Yucatán, México. Pronatura Península de Yucatán, A. C. México. 115 p.

Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71: 355-366.

August, P. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology*, 64: 1495-1507.

Avibase. 2011. Avibase, the World bird database. Denis Lepage. Candá. En <http://avibase.bsc-eoc.org/>

Bayard, T. y C. Elphick. 2010. How area sensitivity in birds is studied. *Conservation Biology*, 24: 938-947.

Berlanga, M. y P. Word. 1996. Áreas de importancia para la conservación de las aves en la Península de Yucatán. In: Memorias del II Taller sobre Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves de México (AICAS), junio 1996. Oaxaca. México. p. 73-74.

Bender, D. y L. Fahrig. 2005. Matrix structure obscures the relationship between interpatch movement and patch size and isolation. *Ecology*, 86: 1023-1033.

Bierregaard, R. O., Jr. y P. C. Stouffer. 1997. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests. In: W. F. Laurance y R. O. Bierregaard (eds.). *Tropical forest remnants: Ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press. p. 138-155.

Boecklen, W. 1986. Effects of habitat heterogeneity on the species-area relationships of forest birds. *Journal of Biogeography*, 13: 59-68.

- Boulinier, T., J. Nichols, J. Hines, J. Sauer, C. Flather y K. Pollock. 2001. Forest fragmentation and bird community dynamics: inference at regional scales. *Ecology*, 82: 1159-1169.
- Brotons, L., S. Herrandos y J. Martin. 2004. Bird assemblages in forest fragments within mediterranean mosaics created by wild fires. *Landscape Ecology* 19: 663-675.
- Brown, C., G. Kerley, A. McLachlan y T. Wooldridge. 1995. The insular biogeography of birds in coastal dune bush patches. *South African Journal of Wildlife Research*, 25: 113-118.
- Brown, J. H. y A. Kodrik-Brown. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology*, 58: 445-449.
- Butler, S. J., E. H.A. Mattison, N. J. Glithero, L. J. Robinson, P. W. Atkinson, S. Gillings, J. A. Vickery y K. Norris. 2010. Resource availability and the persistence of seed-eating bird populations in agricultural landscapes: a mechanistic modelling approach. *Journal of Applied Ecology*, 47: 67-75.
- Cabrera, J. 1995. Análisis de la flota artesanal del oriente del estado de yucatán: comportamiento del pescador en el corto plazo. Tesis de Maestría. CINVESTAV, Unidad Mérida. México. 78 p.
- Campos, G. y R. Durán. 1991. La vegetación de la Península de Yucatán. In: Colunga, P., R. Orellana, N. Ayora, J. Arellano y G. Campos (eds.) *Apuntes del curso-taller para maestros "el jardín botánico como herramienta didáctica"*. Centro de Investigación Científica de Yucatán. México. p. 23-35.
- CCA. 1999. Áreas importantes para la conservación de las aves de américa del norte. Directorio de 150 sitios relevantes. Comisión para la Cooperación Ambiental. Québec, Canadá. 369 p.

- Cerezo, A., C. Robbins y B. Dowell. 2009. Uso de habitats modificados por aves dependientes de bosque tropical en la región caribeña de Guatemala. *Revista Biología Tropical*, 57: 401-419.
- CITES. 2009. Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres. Base de datos de especies de la CITES 2009. En [www.cites.org](http://www.cites.org)
- Connor, E. y E. McCoy. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. *American Naturalist*, 113: 791-833.
- Crist, T.O., J.A. Veech, K.S. Summerville y J.C. Gering. 2003. Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of alpha, beta, and gamma diversity. *American Naturalist*, 162: 734-743.
- Cuevas, E. 2004. Caracterización espacial y detección de cambio, por el paso del huracán isidoro, de los hábitat submarinos en el oriente del Estado de Yucatán, México, Tesis de Maestría. CINVESTAV, Unidad Mérida. México. 152 p.
- Cushman, S. y K. McGarigal. 2003. Landscape-level patterns of avian diversity in the Oregon coast range. *Ecological Monographs*, 73: 259-281.
- Davies, K., P. Chesson, S. Harrison, B. Inouye, B. Melbourne y K. Rice. 2005. Spatial heterogeneity explains the scale dependence of the native-exotic diversity relationship. *Ecology*, 86: 1602-1610.
- Development Core Team. 2009. R: A Language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>
- Diamond, J. M. 1981. Flightlessness and the fear of flying in island species. *Nature*, 293: 507-508.

- Dos Anjos, L. 2006. Bird Species Sensitivity in a Fragmented Landscape of the Atlantic Forest in Southern Brazil. *Biotropica*, 38: 229-234.
- Duch-Gary, J. 1991. La conformación territorial del Estado de Yucatán. Universidad Autónoma de Chapingo. México. 427 p.
- Dunford, W. y K. Freemark. 2005. Matrix matters: effects of surrounding land uses on forest birds near Ottawa, Canada. *Landscape Ecology*, 20: 497-511.
- Dunning, J. B., R. Borgella, K. Clements y G. K. Meffe. 1995. Patch isolation, corridor effects, and colonization by a resident sparrow in a managed pine woodland. *Conservation Biology*, 9: 542-550.
- Durán, R. y F. Tun-Dzul. 1997. Descripción de los tipos de vegetación para el mapa de vegetación de la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos. CICY-PPY-SEMARNAT-TNC. México. 51 p.
- Espejel, I. 1984. La Vegetación de las dunas costeras de la Península de Yucatán: análisis florístico del Estado de Yucatán. *Biótica*. 9: 183-210.
- Estrada, A., P. Cammarano y R. Coates-Estrada. 2000. Bird species richness in vegetation fences and strips of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 9: 1399-1416.
- Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *The Journal of Wildlife Management*, 61: 603-610.
- Forman, R.T. y M. Godron. 1986. *Landscape ecology*. John Wiley & Sons. EE.UU.A. 619 p.
- Forman, R.T. y M. Godron. 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *Bioscience*, 31: 733-740.
- Foster, J. y M. S. Gaines. 1992. The effects of a successional habitat mosaic on a small mammal community. *Ecology*, 72: 1358-1373.



- Glenn, F., J. A. Wiens, D. Heinemann y G. L. Hunt. 1982. Modelling the sensitivity of colonially breeding marine birds to oil spills: Guillemot and Kittiwake populations on the Pribilof Islands, Bering Sea. *Journal of Applied Ecology*, 19: 1-31.
- Gaston, K. 1994. *Rarity*. Chapman & Hall. Gran Bretaña. 205 p.
- Gillespie, T. y H. Walter. 2001. Distribution of bird species richness at a regional scale in tropical dry forest of Central America. *Journal of Biogeography*, 28: 651-662.
- Gray, J.S. 2000. The measurement of marine species diversity, with an application to the benthic fauna of the Norwegian continental shelf. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250: 23-49.
- Gustafson, E. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art?. *Ecosystems*, 1: 143-156.
- Haila, Y. 1983. Land birds on northern islands: a sampling metaphor for insular colonization. *Oikos* 41: 334-351.
- Halffter, G. 1994. Conservación de la biodiversidad: un reto del fin de siglo. *Butlletí de la Institució Catalana d'Historia Natural*, 62:137-146.
- Halffter, G. 1998. A strategy for measuring landscape biodiversity. *Biology International*, 36:3-17.
- Halffter, G., J. Soberón, P. Koleff u A. Melic. 2005. Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma. SEA/CONABIO/CONACYT/DIVERSITAS. México. 242 p.
- Hanski, I. 1999. *Metapopulation ecology*. Oxford University Press. Gran Bretaña. 313 p.

- Hanski, I. y O. E. Gaggiotti. 2004. Ecology, genetics, and evolution of metapopulations. Academic Press. Holanda. EE.UU.A. 696 p.
- Hanski, I. y O. Ovaskainen. 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature*, 404: 755-758.
- Hanski, I. y D. Simberloff. 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. In: Hanski, I. y M. Gilpin. *Metapopulation Biology Ecology, Genetics, and Evolution*. Academic Press. EE.UU.A. p. 5-26.
- Harris, R. J. y J. M. Reed, 2002. Behavioral barriers to non-migratory movements of birds. *Annales Zoologici Fennici*, 39: 275–290.
- Harrison, S. y E. Bruna. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure?. *Ecography*, 22: 225-232.
- Harrison, I., M. Laverty y E. Sterling. 2004. Definition of biodiversity. *Connexions*, July 28, 2004. <http://cnx.org/content/m12151/1.2/>.
- Harvey, C. y W. Haber. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems*, 44: 37-68.
- Harvey, C., O. Komar, R. Chazdon, B. G. Ferguson, B. Finegan, D. M. Griffith, M. Martínez-Ramos, H. Morales, R. Nigh, L. Soto-Pinto, M. Van Breugel y M. Wishnie. 2006. Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. *Conservation Biology*, 22: 8-15.
- Hattori, A. y S. Mae. 2001. Habitat use and diversity of waterbirds in a coastal lagoon around Lake Biwa, Japan. *Ecological Resources*, 16: 543-553.
- Heikkinen, R., M. Luoto y R. Virkkala. 2006. Does seasonal fine-tuning of climatic variables improve the performance of bioclimatic envelope models for migratory birds?. *Diversity and Distributions*, 12: 502-510.

- Howell, N.S. y S. Webb. 1995. A Guide to the birds of Mexico and northern Central America. Oxford University Press. Gran Bretaña. 851 p.
- Hubbell, S. 2001. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton University Press. EE.UU.A. 448 p.
- Huntley, B. 1995. Plant species' response to climate change: implications for the conservation of European birds. *Ibis*, 137 (Suppl. 1): 127-138.
- INBIO. 2007. Especies de Costa Rica. Instituto Nacional de Biodiversidad. En <http://darnis.inbio.ac.cr/>
- INE. 1999. Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Ría Lagartos. Instituto Nacional de Ecología. México. 220 p.
- INE-IG. 2002. Análisis del cambio de uso del suelo. Instituto Nacional de Ecología e Instituto de Geografía-UNAM. Alejandro Velázquez, Jean F. Mas y José Luis Palacio (responsables). México. 84 p.
- InfoStat. 2009. InfoStat versión 2009. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- IUCN. 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.3. In [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)
- Karr, J. R. 1990. Avian survival rates and the extinction process on Barro Colorado Island, Panama. *Conservation Biology*, 4: 391-396.
- Kie, J., T. Bowyer, M. Nicholson, B. Boroski y E. Loft. 2002. Landscape heterogeneity at differing scales: effects on spatial distribution of mule deer. *Ecology*, 83: 530-544.
- Kricher, J. y W. Davis. 1989. Patterns of avian species richness in disturbed and undisturbed habitats in Belice. In: Hagan, J. y D. Johnston *Ecology and*

conservation of Neotropical migrant landbirds. Smithsonian Institution, Washington. EE.UU.A. p. 240-246.

Kupfer, J. A., G. P. Malanson y S. B. Franklin. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography*, 15: 8-20.

Lande, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, 76:5-13.

Laurance, W. F., R. O. Bierregaard, Jr., C. Gascon, R. K. Didham, A. P. Smith, A. J. Lynam, V. M. Viana, T. E. Lovejoy, K. E. Sieving, J. W. Sites, Jr., M. Andersen, M. D. Tocher, E. A. Kramer, C. Restrepo y C. Moritz. 1997. Tropical forest fragmentation: Synthesis of a diverse and dynamic discipline. In: W. F. Laurance y R. O. Bierregaard (eds.). *Tropical forest remnants: Ecology, management, and conservation of fragmented communities* University of Chicago. p. 502-514.

Leck, C. F. 1979. Avian extinctions in an isolated tropical wet-forest preserve, Ecuador. *Auk*, 96: 343-352.

Legendre, P. 2007. Study beta diversity: ecological variation partitioning by multiple regression and canonical analysis. *Journal of Plant Ecology*, 1:3-8.

Legendre, P., D. Bocard y P.R. Peres-Neto. 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, 75: 435-450.

Legendre P. y L. Legendre 1998. Numerical ecology. *Developments in Environmental Modelling*, 20: 1-870.

- Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America*, 15: 237-240.
- Lewin, W., J. Freyhof, V. Huckstorf, T. Mehner y C. Wolter. 2010. When no catches matter: Coping with zeros in environmental assessments. *Ecological Indicators*, 10: 572-583.
- Li, H. y J. Reynolds. 1995. On definition and quantification of heterogeneity. *Oikos*, 73: 280-284.
- Li, H. y J. Reynolds. 1994. A Simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. *Ecology*, 75: 2446-2455.
- Lynch, J. 1989. Distribution of overwintering Nearctic migrants in the Yucatan Peninsula, I: general patterns of occurrence. *The Condor*, 91: 515-544.
- MacArthur, R. y E. Wilson, E. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton. EE.UU.A. 216 p.
- Macgurrán, A. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press. EE.UU.A. 192 p.
- Marsden, S. y C. Symes. 2008. Bird richness and composition along an agricultural gradient in New Guinea: The influence of land use, habitat heterogeneity and proximity to intact forest. *Austral Ecology*, 33: 784-793.
- Martin, T. E. 1984. Impact of livestock grazing on birds of a Colombian cloud forest. *Tropical Ecology*, 25: 158-171.
- Martínez, M. L., P. Moreno-Casasola y S. Castillo. 1983. Biodiversidad costera: playas y duna. In: Salazar-Vallejo y González (eds.) *Biodiversidad marina y costera de México*. CONABIO-CICRO. México. p. 160-181.

- McKinnon, B. 2005. Birds & reserves of the Yucatan Peninsula. Amigos de Sian Ka'an. México. 76 p.
- Montero-Muñoz, J. y J. Sáenz. 2008. Riqueza, abundancia y diversidad de murciélagos en diferentes hábitats y su relación con la forma y el tamaño de los fragmentos en una zona de bosque seco tropical de Costa Rica. In: C. Harvey y J. Sáenz (eds.) Evaluación y conservación de la biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. Instituto Nacional de Biodiversidad. San José, Costa Rica. p. 431-457
- Museo de las Aves de México. 2011. Guía de las aves de México. En <http://www.museodelasaves.org/>
- Nol, E., C. M. Francis y D. M. Burke. 2005. Using distance from putative source woodlots to predict occurrence of forest birds in putative sinks. *Conservation Biology*, 19: 836-844.
- NOM-059-SEMARNAT-2010. Diario Oficial de la Federación Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 Protección Ambiental – Especies Nativas de México de Flora y Fauna Silvestres – Categorías de Riesgo y Especificaciones para su Inclusión, Exclusión o Cambio – Lista de Especies en Riesgo. DOF del jueves 30 de diciembre de 2010. México.
- Oksanen, J., R. Kindt, P. Legendre, B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M.H. Stevens & H. Wagner. 2009. Vegan: Community ecology package. R Package Versión 1.15-3, <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Otero-Arnaiz, A., S. Castillo, J. Meave y G. Ibarra-Manriquez. 1999. Isolated pasture trees and the vegetation under their canopies in the Chiapas coastal plain, Mexico. *Biotropica*, 31: 243-254.

- Perfecto, I., J. Vandermeer, P. Hansen y V. Cartin. 1997. Arthropod biodiversity loss and the transformation of a tropical agro-ecosystem. *Biodiversity and Conservation*, 6: 935-945.
- Peterson, T. y E.L. Chalif. 1989. *Aves de México*. Diana. México. 473 p.
- Pickett, S. y J. Thompson. 1978. Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biological Conservation*, 13: 27-37.
- Ralph, C. J., G. R. Geupel, P. Pyle, T. E. Martin y D. F. DeSante. 1993. *Handbook of field methods for monitoring landbirds*. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-144-www. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. EE. UU. A. 41 p.
- Ramírez-Albores, J. 2010. Diversidad de aves de hábitats naturales y modificados en un paisaje de la depresión central de Chiapas, México. *Revista Biología Tropical*, 58:511-528.
- Rappole, J. y E. Morton. 1985. Effects of habitat alteration on a tropical avian forest community. En Buckley, P., E. Morton, R. Ridgely y F. Buckley. *Neotropical Ornithology*. Ornithological Monographs 36. p. 1013-1021.
- Rau, J. y A. Gantz. 2001. Fragmentación del bosque nativo del sur de Chile: efectos del área y la forma sobre la biodiversidad de aves. *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción*, 72:103-113.
- RBRL. 2005. Mapa de ubicación de individuos de matraca yucateca (*Campylorhynchus yucatanicus*). Reserva de la Biosfera Ría Lagartos. CONANP. México.
- Renjifo, L. 1999. Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conservation Biology*, 13: 1124-1139.

- Ricklefs, R. y D. Schluter, 1993. Species diversity in ecological communities, historical and geographical perspectives. The University of Chicago Press. Londres. 414 p.
- Ricketts, T. H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *American Naturalist*, 158: 87-99.
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. 1° Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 504 p.
- Saab, V. y D. Petit. 1992. Impact of pasture development on winter bird communities in Belize, Central America. *The Condor*, 94: 66-71.
- Sekercioglu, C. H., P. R. Ehrlich, G. C. Daily, D. Aygen, D. Goehring, y R. F. Sandi. 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proceedings of National Academy of Sciences of the United States of America*, 99: 263-267.
- SEMARNAT. 2007. Programa de conservación y manejo de la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. D.F., México. 266 p.
- Shmida, A. y M. Wilson. 1985. Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography*, 12: 1-20.
- Sierra-Gómez A. y G. García-Contreras (Elaboración), R. Durán, A. Vega-Moro y M.F. Cepeda-González (compiladores). 2006. Mapa de vegetación de la planeación para la conservación de la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos, Yucatán, México. Pronatura Península de Yucatán y The Nature Conservancy.



- Smith, A. C., L. Fahrig y C. M. Francis. 2011. Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. *Ecography*, 34: 103-113.
- Sokal, R.R. y Michener, C.D. 1958. A statistical method for evaluating systematic relationships. *Univ. Kansas Scientific Bulletin*, 38: 1409-1438.
- Somarriba, E., C. Harvey y M. Samper. 2004. Biodiversity in coffee plantations. In: Schroth, G., G. da Fonseca, C. Harvey (eds.) *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Island Press, Washington, DC. p. 198-226
- Söderström, B., S. Kiema y R.S. Reid. 2003. Intensified agricultural land-use and bird conservation in Burkina Faso. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 99: 113-24.
- Stouffer, P. C. y R. O. Bierregaard, Jr. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology*, 76: 2429-2445.
- J.A. Stratford and W.D. Robinson. 2005. Gulliver travels to the fragmented tropics: geographic variation in mechanisms of avian extinction. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3: 91-98.
- Studds, E. y P. Marra. 2005. Nonbreeding habitat occupancy and population processes: an upgrade experiment with a migratory bird. *Ecology*, 86: 2380-2385.
- Tellería, J.L. 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Editorial Raíces. España. 288 p.
- Temple, S. y J. Wiens. 1989. Bird populations and environmental changes: can birds be bio-indicators?. *American Birds*, 43: 260-270.

- Ter Braak, C. y P. Smilauer . 2003. CANOCO 4.51. Biometris - Plant Research Internacional. Holanda.
- Tilman, D., R. May, C. Lehman y M. Nowak. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature*, 371: 65-66.
- Toledo, V., J. Carabias, C. Toledo y C. González-Pacheco. 1989. La producción rural en México: alternativas ecológicas. Fundación Universo Veintiuno. México. 392 p.
- Turner, M., R. Gardner y R. O'Neill. 2001. Landscape ecology in theory and practice, pattern and process. Springer-Verlag. EE.UU.A. 401 p.
- Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielbörger, M. Wichmann, M. Schwager y F. Jeltsch. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31: 79-92.
- Valdés, C., L. Bourillón, M. Cervantes, E. Chavarría, J. Guitérrez, M. Muñoz, A. Oriza y M. Tordesillas. 1992. Programa conceptual de manejo de la Reserva Especial de la Biosfera Ría Lagartos. ITESM-Campus Guaymas. México. 236 p.
- Vandermeer J. y R. Carvajal. 2001. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *The American Naturalist*, 158: 211-220.
- Vandermeer, J., I. Perfecto, S. Philpott y M. J. Chappell. 2008. Reenfocando la conservación en el paisaje: la importancia de la matriz. In: C. Harvey y J. Sáenz (eds.) Evaluación y conservación de la biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. Instituto Nacional de Biodiversidad. San José, Costa Rica. p. 75-104.

- Vázquez-Pérez, J. R., P. L. Enríquez y J. L. Rangel-Salazar. 2009. Diversidad de aves rapaces diurnas en la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 80: 203-209.
- Veech, J. A., K. S. Summerville, T. O. Crist y J. C. Gering. 2002. The additive partitioning of diversity: recent revival of an old idea. *Oikos*, 99:3-9.
- Vega-Moro, A. y M.F. Cepeda-González (compiladores y editores). 2006. Planeación para la conservación de la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos. R. Durán. M. Méndez, S. García-Peregrina, M. Andrade-Hernández, E. Acosta-Lugo, J.C. Faller-Menéndez, C. Lasch-Thaler, D. Bermudez, E. Galicia-Zamora y R. Kantún-Palma. Pronatura Península de Yucatán y The Nature Conservancy. Yucatán, México. 142 p.
- Vellend, M. 2001. Do commonly used indices of beta-diversity measure species turnover? *Journal of Vegetation Science*, 12: 545-552.
- Wallace, G., H. González, M. McNicholl, D. Rodríguez, R- Oviedo, A. Llanes, B. Sánchez y E. Wallace. 1996. Winter surveys of forest-dwelling neotropical migrant and resident birds in three regions of Cuba. *The Condor*, 98: 745-768.
- Wagner, H. y M. Fortin. 2005. Spatial analysis of landscapes: concepts and statistics. *Ecology*, 86: 1975-1987.
- Weller, M.W. 1999. Wetland birds: habitat resources and conservations implications. Cambridge, Inglaterra. 316 p.
- Welsh, A., R. Cunningham, C. Donnelly y B. Lindenmayer. 1996. Modelling the abundance of rare species: statistical models for counts with extra zeros. *Ecological Modelling*, 88: 297-308.

- Whittaker, R. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21: 213-51.
- Wilcox, B. y D. Murphy. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist*, 125: 879-887.
- Wilcox, B. 1980. Insular ecology and conservation. In: *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective*. Sunderland, Gran Bretaña. p. 95-117.
- Williams, S., H. Marsh y J. Winter. 2002. Spatial scale, species diversity, and habitat structure: small mammals in Australian tropical rain forest. *Ecology*, 83: 1317-1329.
- Willis, E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in Southern Brazil. *Papéis Avulsos Zoologia*, 33: 1-25.
- Willis, E. O. 1974. Populations and local extinctions of birds on Barro Colorado Island, Panama. *Ecological Monographs*, 44: 153-169.
- With, K., R. Gardner y M. Turner. 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos*, 78: 151-169.
- Wolff, J. 1999. Behavioral model systems. In: Barrett, G. W. y J. D. Peles (eds). *Landscape ecology of small mammals*. Springer. EE.UU.A. p. 11-40.
- Wright, H. Jr. 1974. Landscape development, forest fire and wilderness management. *Science*, 186: 487-495.
- Yahner, R. 1996. Habitat fragmentation and habitat loss. *Wildlife Society Bulletin*, 24: 592.
- Zárate-Ovando, B., E. Palacios y H. Reyes-Bonilla. 2008. Estructura de la comunidad y asociación de las aves acuáticas con la heterogeneidad espacial del complejo lagunar Bahía Magdalena-Almejas, Baja California Sur, México. *Revista Biología Tropical*, 56: 371-389.

# APÉNDICES

**Apéndice 1.** Número de visitas por año de cada punto de monitoreo de cada cobertura vegetal (vegetación de duna costera=DC, manglar=M, selva baja espinosa=SBE, selva mediana subperennifolia=SM, pastizal inducido=P), para el periodo de febrero de 2004 a mayo de 2009.

PTO	2004				2005				2006				2007				2008				2009									
	DC	M	SBE	SM	DC	M	SBE	SM	DC	M	SBE	SM	DC	M	SBE	SM	DC	M	SBE	SM	DC	M	SBE	SM	DC	M	SBE	SM	P	
1	11	10	11	11	10	12	11	9	6	6	6	0	11	9	9	0	12	12	10	0	7	5	4	5	1	5				
2	11	10	11	11	10	12	12	9	6	6	6	0	11	8	9	0	11	12	10	0	7	5	4	5	1	5				
3	11	10	11	11	10	12	12	9	6	6	6	0	11	10	9	0	12	12	10	0	7	5	4	5	1	5				
4	11	10	11	11	10	12	12	9	6	6	6	0	11	8	9	0	12	12	10	0	7	5	4	5	1	5				
5	11	10	11	11	10	12	12	9	6	6	6	0	11	8	9	0	11	12	10	0	7	5	4	5	1	5				
6	11	10	11	11	10	12	12	9	6	6	6	0	11	9	9	0	12	12	10	0	7	5	4	5	1	5				
7	11	10	11	11	10	12	12	9	6	6	6	0	11	9	9	0	12	12	10	0	7	5	4	5	1	5				
8	11	10	11	11	10	12	12	9	6	7	6	0	11	8	9	0	11	12	10	0	7	5	4	5	1	5				
9	11	10	11	11	10	12	12	9	6	7	6	0	11	8	9	0	12	12	9	0	7	5	4	5	1	5				
10	11	10	11	11	10	12	12	9	6	7	6	0	11	4	9	0	12	12	10	0	7	5	4	5	1	5				
11	11	10	11	11	10	12	12	9	6	7	5	4	10	4	9	0	11	9	9	0	7	4	4	4	0	5				
12	11	10	11	11	10	12	12	9	6	7	5	4	10	9	9	0	11	11	9	0	7	4	4	4	0	5				
13	11	10	11	11	10	12	12	9	6	7	5	4	9	8	9	0	11	12	9	0	7	4	4	4	0	5				
14	11	10	11	11	10	12	12	9	6	6	5	4	9	9	9	8	11	11	9	10	7	4	4	4	1	5				
15	11	10	11	11	10	12	12	9	6	6	5	4	9	9	9	8	11	11	9	10	7	4	4	4	1	5				

16	11	11	11	11	11	11	11	11	9	6	5	5	4	9	7	7	8	11	9	9	9	10	7	4	2	4	1	5
17	11	11	11	11	11	11	11	11	9	6	5	5	4	9	8	6	8	11	9	9	10	7	4	2	4	1	5	
18	11	11	11	11	11	11	11	11	9	6	5	5	4	8	7	6	8	10	9	8	9	7	4	2	4	1	5	
19	11	11	11	11	11	11	11	11	9	6	5	5	4	8	7	6	8	10	9	8	10	7	4	2	4	1	5	
20	11	11	11	11	11	11	11	11	8	6	5	5	4	8	8	6	8	10	9	8	10	7	4	2	4	4	5	
21	11	11	11	11	11	11	11	11	9	7	5	6	3	6	8	6	8	8	9	5	10	7	2	2	3	4	5	
22	11	10	11	11	11	11	11	11	8	7	5	6	3	6	8	4	5	7	9	4	8	7	2	2	3	4	5	
23	11	11	11	11	11	11	11	11	9	7	6	6	3	6	9	4	5	7	9	3	8	7	2	3	3	4	5	
24	11	11	11	11	11	11	11	11	9	7	6	6	3	6	9	4	5	7	9	3	7	7	2	3	3	4	5	
25	11	11	11	11	11	11	11	11	9	7	6	6	3	6	9	4	5	7	8	2	7	7	2	3	3	4	5	
26	11	11	11	11	11	11	11	11	9	7	6	6	3	6	9	4	5	7	8	2	6	7	2	3	2	4	5	
27	11	11	11	11	11	11	11	11	9	7	6	6	3	6	9	3	5	7	8	2	6	7	2	3	2	4	5	
28	11	11	11	11	11	11	11	11	9	7	6	6	3	6	9	2	5	7	8	2	6	7	2	3	1	4	5	
29	11	11	10	11	11	11	11	11	9	7	6	6	2	6	9	2	5	7	8	2	5	7	2	3	1	4	5	
30	11	11	10	11	11	11	11	11	9	7	5	6	2	6	7	1	4	7	8	2	5	7	2	3	1	4	5	
<b>Total</b>	<b>330</b>	<b>314</b>	<b>329</b>	<b>330</b>	<b>314</b>	<b>329</b>	<b>314</b>	<b>329</b>	<b>268</b>	<b>190</b>	<b>178</b>	<b>170</b>	<b>68</b>	<b>259</b>	<b>243</b>	<b>200</b>	<b>108</b>	<b>295</b>	<b>303</b>	<b>213</b>	<b>137</b>	<b>210</b>	<b>110</b>	<b>98</b>	<b>213</b>	<b>60</b>	<b>150</b>	

**Apéndice 2.** Resumen de variables espaciales para cada punto de conteo según hábitat (S.B.E.=selva baja espinosa, S.M.=selva mediana) (MA=matriz antropogénica; MM=matriz mixra, MN=matriz natural).

<b>Punto</b>	<b>Hábitat</b>	<b>Valor del IMC</b>	<b>Clasificación según IMC</b>	<b>Distancia a pastizal inducido cercano (m)</b>	<b>Distancia a Veg. Nat. Diferente cercana (m)</b>	<b>Tipo fragmento</b>
1	PASTIZAL INDUCIDO	0.0000	MA	0	4,996	Delimitado
2	PASTIZAL INDUCIDO	0.0000	MA	0	4,595	Delimitado
3	PASTIZAL INDUCIDO	0.0000	MA	0	4,145	Delimitado
4	PASTIZAL INDUCIDO	0.0000	MA	0	3,854	Delimitado
5	PASTIZAL INDUCIDO	0.0000	MA	0	3,269	Delimitado
6	PASTIZAL INDUCIDO	0.0000	MA	0	3,489	Delimitado
7	PASTIZAL INDUCIDO	0.0000	MA	0	3,628	Delimitado
8	PASTIZAL INDUCIDO	0.0000	MA	0	3,720	Delimitado
9	PASTIZAL INDUCIDO	0.0000	MA	0	3,836	Delimitado
10	PASTIZAL INDUCIDO	0.0000	MA	0	3,923	Delimitado
11	PASTIZAL INDUCIDO	0.0000	MA	0	3,931	Delimitado
12	PASTIZAL INDUCIDO	0.0000	MA	0	3,965	Delimitado
13	PASTIZAL INDUCIDO	0.0000	MA	0	4,036	Delimitado
14	PASTIZAL INDUCIDO	0.0000	MA	0	3,755	Delimitado
15	PASTIZAL INDUCIDO	0.0000	MA	0	2,687	Delimitado
16	PASTIZAL INDUCIDO	0.5000	MM	0	37	Delimitado
17	PASTIZAL INDUCIDO	0.6875	MM	0	195	Delimitado
18	PASTIZAL INDUCIDO	0.7500	MM	0	20	Delimitado
19	PASTIZAL INDUCIDO	0.6875	MM	0	23	Delimitado
20	PASTIZAL INDUCIDO	0.6875	MM	0	30	Delimitado



21	PASTIZAL INDUCIDO	0.7500	MM	0	214	Delimitado
22	PASTIZAL INDUCIDO	0.7500	MM	0	144	Delimitado
23	PASTIZAL INDUCIDO	0.8125	MM	0	303	Delimitado
24	PASTIZAL INDUCIDO	0.5000	MM	0	410	Delimitado
25	PASTIZAL INDUCIDO	0.7500	MM	0	89	Delimitado
26	PASTIZAL INDUCIDO	0.5625	MM	0	54	Delimitado
27	PASTIZAL INDUCIDO	0.5625	MM	0	50	Delimitado
28	PASTIZAL INDUCIDO	0.5625	MM	0	103	Delimitado
29	PASTIZAL INDUCIDO	0.6250	MM	0	354	Delimitado
30	PASTIZAL INDUCIDO	0.6250	MM	0	163	Delimitado

1	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,116	2,978	Continuo
2	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,139	2,883	Continuo
3	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,333	2,834	Continuo
4	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,333	2,811	Continuo
5	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,392	2,846	Continuo
6	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,282	2,797	Continuo
7	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,295	2,778	Continuo
8	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,176	2,776	Continuo
9	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,153	2,747	Continuo
10	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,098	2,778	Continuo
11	DUNA COSTERA	0.9375	MN	3,944	2,740	Continuo
12	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,057	2,754	Continuo
13	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,095	3,010	Continuo
14	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,115	2,854	Continuo
15	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,219	2,671	Continuo
16	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,171	2,970	Continuo
17	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,086	2,846	Continuo
18	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,075	3,007	Continuo
19	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,087	3,001	Continuo
20	DUNA COSTERA	0.9375	MN	3,983	2,852	Continuo

21	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,060	2,738	Continuo
22	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,004	2,692	Continuo
23	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,087	2,966	Continuo
24	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,116	3,053	Continuo
25	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,003	3,115	Continuo
26	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,077	2,186	Continuo
27	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,037	2,505	Continuo
28	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,019	2,362	Continuo
29	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,072	2,225	Continuo
30	DUNA COSTERA	0.9375	MN	4,057	1,830	Continuo
1	MANGLAR	0.8750	MN	864	736	Continuo
2	MANGLAR	0.8750	MN	649	636	Continuo
3	MANGLAR	0.8750	MN	732	731	Continuo
4	MANGLAR	0.8750	MN	682	768	Continuo
5	MANGLAR	0.8750	MN	396	428	Continuo
6	MANGLAR	0.8750	MN	511	488	Continuo
7	MANGLAR	0.7500	MM	265	335	Continuo
8	MANGLAR	0.8750	MN	698	597	Continuo
9	MANGLAR	0.8125	MM	590	242	Continuo
10	MANGLAR	0.8125	MM	482	371	Continuo
11	MANGLAR	0.8125	MM	492	487	Continuo
12	MANGLAR	0.8125	MM	294	255	Continuo
13	MANGLAR	0.8125	MM	512	448	Continuo
14	MANGLAR	0.8125	MM	263	255	Continuo
15	MANGLAR	0.8125	MM	118	81	Continuo
16	MANGLAR	0.8750	MN	395	374	Continuo
17	MANGLAR	0.8750	MN	270	336	Continuo
18	MANGLAR	0.8750	MN	122	477	Continuo
19	MANGLAR	0.8750	MN	691	383	Continuo
20	MANGLAR	0.8750	MN	787	614	Continuo

21	MANGLAR	0.8750	MN	744	731	Continuo
22	MANGLAR	0.8750	MN	871	822	Continuo
23	MANGLAR	0.8750	MN	884	737	Continuo
24	MANGLAR	0.8750	MN	1,034	580	Continuo
25	MANGLAR	0.8750	MN	1,361	545	Continuo
26	MANGLAR	0.8750	MN	1,495	928	Continuo
27	MANGLAR	0.8750	MN	1,381	747	Continuo
28	MANGLAR	0.8750	MN	186	208	Continuo
29	MANGLAR	0.8750	MN	148	310	Continuo
30	MANGLAR	0.8750	MN	84	166	Continuo

1	S.B.E.	0.8125	MM	0	0	Delimitado
2	S.B.E.	0.6875	MM	0	0	Delimitado
3	S.B.E.	0.6875	MM	0	0	Continuo
4	S.B.E.	0.6875	MM	0	0	Continuo
5	S.B.E.	0.6875	MM	0	0	Continuo
6	S.B.E.	0.6875	MM	0	0	Continuo
7	S.B.E.	0.5000	MM	0	0	Continuo
8	S.B.E.	0.6250	MM	0	0	Delimitado
9	S.B.E.	0.6250	MM	0	0	Delimitado
10	S.B.E.	0.6250	MM	0	0	Continuo
11	S.B.E.	0.5625	MM	0	0	Continuo
12	S.B.E.	0.6875	MM	0	0	Continuo
13	S.B.E.	0.6875	MM	0	0	Continuo
14	S.B.E.	0.7500	MM	0	0	Continuo
15	S.B.E.	0.7500	MM	0	0	Continuo
16	S.B.E.	0.6875	MM	0	0	Continuo
17	S.B.E.	0.6875	MM	0	0	Continuo
18	S.B.E.	0.6875	MM	0	0	Continuo
19	S.B.E.	0.6875	MM	0	0	Continuo
20	S.B.E.	0.6875	MM	0	0	Continuo

21	S.B.E.	0.6875	MM	0	0	Continuo
22	S.B.E.	0.6875	MM	0	0	Continuo
23	S.B.E.	0.6875	MM	0	0	Continuo
24	S.B.E.	0.7500	MM	0	0	Continuo
25	S.B.E.	0.7500	MM	0	0	Continuo
26	S.B.E.	0.7500	MM	0	0	Continuo
27	S.B.E.	0.7500	MM	0	0	Continuo
28	S.B.E.	0.7500	MM	0	0	Continuo
29	S.B.E.	0.8125	MM	0	0	Continuo
30	S.B.E.	0.8125	MM	0	0	Continuo
1	S.M.	1.0000	MN	216	1,150	Continuo
2	S.M.	1.0000	MN	196	1,186	Continuo
3	S.M.	0.9375	MN	273	1,106	Continuo
4	S.M.	1.0000	MN	423	1,009	Continuo
5	S.M.	1.0000	MN	154	918	Continuo
6	S.M.	1.0000	MN	316	1,055	Continuo
7	S.M.	1.0000	MN	566	1,268	Continuo
8	S.M.	1.0000	MN	859	1,415	Continuo
9	S.M.	1.0000	MN	1,179	1,628	Continuo
10	S.M.	1.0000	MN	1,383	1,766	Continuo
11	S.M.	1.0000	MN	1,510	1,861	Continuo
12	S.M.	1.0000	MN	1,624	1,854	Continuo
13	S.M.	1.0000	MN	1,685	1,946	Continuo
14	S.M.	0.9375	MN	104	299	Continuo
15	S.M.	1.0000	MN	341	357	Continuo
16	S.M.	1.0000	MN	606	151	Continuo
17	S.M.	1.0000	MN	886	108	Continuo
18	S.M.	1.0000	MN	1,258	496	Continuo
19	S.M.	1.0000	MN	1,252	316	Continuo
20	S.M.	1.0000	MN	1,491	523	Continuo

21	S.M.	1.0000	MN	1,750	818	Continuo
22	S.M.	1.0000	MN	2,006	1,198	Continuo
23	S.M.	1.0000	MN	2,208	1,388	Continuo
24	S.M.	1.0000	MN	2,155	1,563	Continuo
25	S.M.	1.0000	MN	2,017	1,763	Continuo
26	S.M.	1.0000	MN	1,983	1,992	Continuo
27	S.M.	1.0000	MN	1,866	2,122	Continuo
28	S.M.	1.0000	MN	1,723	2,119	Continuo
29	S.M.	1.0000	MN	2,133	2,384	Continuo
30	S.M.	1.0000	MN	2,431	2,644	Continuo

---

### Apéndice 3. Especies seleccionadas con análisis de componentes principales.

CLAVE	NOMBRE CIENTÍFICO	ESTATUS	CLAVE	NOMBRE CIENTÍFICO	ESTATUS
ACMA	<i>Actitis macularius</i>	M	ICGU	<i>Icterus gularis</i>	R
AMAL	<i>Amazona albifrons</i>	R	ICME	<i>Icterus mesomelas</i>	R
AMHO	<i>Amblycercus holosericeus</i>	R	ICSP	<i>Icterus spurius</i>	R/M
AMXA	<i>Amazona xantholora</i>	R	LEJA	<i>Leptotila jamaicensis</i>	R
ARNA	<i>Aratinga nana</i>	R	LEVE	<i>Leptotila verreauxi</i>	R
ARRU	<i>Arremonops rufivirgatus</i>	R	MEGL	<i>Melanoptila glabrirostris</i>	R
ATSP	<i>Attila spadiceus</i>	R	MIGI	<i>Mimus gilvus</i>	R
CACAR	<i>Cardinalis cardinalis</i>	R	MOMO	<i>Momotus momota</i>	R
CAMA	<i>Calidris mauri</i>	M	MYSI	<i>Myiozetetes similis</i>	R
CAMI	<i>Calidris minutilla</i>	M	MYTU	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	R
CAYU	<i>Campylorhynchus yucatanicus</i>	R	PACY	<i>Passerina cyanea</i>	M
CONI	<i>Colinus nigrogularis</i>	R	PAFL	<i>Patagioenas flavirostris</i>	R
COPA	<i>Columbina passerina</i>	R	PICA	<i>Piaya cayana</i>	R
COTA	<i>Columbina talpacoti</i>	R	PIRO	<i>Piranga roseogularis</i>	R
CRCI	<i>Crypturellus cinnamomeus</i>	R	PISU	<i>Pitangus sulphuratus</i>	R
CRSU	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	R	SAAT	<i>Saltator atriceps</i>	R
CYGU	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	R	SACO	<i>Saltator coerulescens</i>	R
CYMO	<i>Psilorhinus morio</i>	R	SERU	<i>Setophaga ruticilla</i>	M
CYYN	<i>Cyanocorax yncas</i>	R	THMA	<i>Thryothorus maculipectus</i>	R
DATH	<i>Dactylortyx thoracicus</i>	R	TISE	<i>Tityra semifasciata</i>	R
DEER	<i>Setophaga petechia</i>	M	TRME	<i>Trogon melanocephalus</i>	R
DEMA	<i>Setophaga magnolia</i>	M	TRMEL	<i>Tringa melanoleuca</i>	M
DEPA	<i>Setophaga palmarum</i>	M	TRVI	<i>Trogon violaceus</i>	R
DEVI	<i>Setophaga virens</i>	M	TUGR	<i>Turdus grayi</i>	R
DIDI	<i>Dives dives</i>	R	TYME	<i>Tyrannus melancholicus</i>	R
EUAF	<i>Euphonia affinis</i>	R	URLE	<i>Uropsila leucogastra</i>	R
EUSU	<i>Eumomota superciliosa</i>	R	VIFL	<i>Vireo flavoviridis</i>	M
GLBR	<i>Glaucidium brasilianum</i>	R	VIGR	<i>Vireo griseus</i>	M
HAFU	<i>Habia fuscicauda</i>	R	VIPA	<i>Vireo pallens</i>	R
HECA	<i>Herpetotheres cachinnans</i>	R	VOJA	<i>Volatinia jacarina</i>	R
HIRU	<i>Hirundo rustica</i>	M	WICI	<i>Setophaga citrina</i>	M
ICDO	<i>Icterus dominicensis</i>	R	XIFL	<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	R

**Apéndice 4.** Especies utilizadas en el Análisis de Componentes Principales para cada año (para las claves ver apéndice 3).

2004	2005	2006	2007	2008	2009
CACAR	AMHO	AMHO	AMAL	ACMA	AMAL
CAYU	ARRU	AMXA	AMHO	AMAL	AMHO
CONI	CAMA	ARRU	ARRU	AMHO	ATSP
CYGU	CAMI	ATSP	ATSP	ARNA	CAYU
CYMO	CAYU	CAMA	CAYU	ATSP	CONI
DEER	COPA	CAYU	CONI	CACAR	CRCI
DIDI	CRCI	CONI	COPA	CAYU	CYGU
HAFU	CYMO	CRCI	COTA	CRCI	CYMO
ICME	DEER	CYGU	CRCI	CYMO	CYYN
MIGI	DIDI	CYMO	CRSU	CYYN	DEVI
MYTU	EUAF	DATH	CYGU	DEMA	EUSU
PAFL	HAFU	DEER	CYMO	DIDI	HAFU
SAAT	HECA	DEMA	DEER	GLBR	ICGU
SACO	ICME	DIDI	DEMA	HAFU	LEJA
TRME	MEGL	EUSU	DEPA	ICGU	LEVE
TUGR	MIGI	GLBR	DIDI	LEJA	MIGI
URLE	PACY	HAFU	GLBR	MIGI	MOMO
VIPA	PAFL	HIRU	HAFU	MOMO	MYSI
VOJA	SAAT	ICDO	LEVE	MYSI	SAAT
	SACO	ICME	MEGL	PIRO	SERU
	THMA	ICSP	MIGI	SAAT	THMA
	TRME	LEVE	PICA	THMA	TRME
	TRMEL	MEGL	PISU	TRME	TUGR
	TUGR	MIGI	SAAT	TYME	VIGR
	VIFL	PAFL	THMA	URLE	VIPA
	VIPA	PISU	TRME	VIGR	
	XIFL	SAAT	TRVI	VIPA	
		SACO	TUGR	WICI	
		THMA	VIPA		
		TISE	VOJA		
		TRME	WICI		
		TRVI			
		TUGR			
		URLE			
		VIPA			
		XIFL			

**Apéndice 5.** Porcentaje de abundancia de cada especie seleccionada, por cobertura vegetal.

CLAVE	ESPECIE	% DC	% MN	% S.B.E.	% S.M.
ACMA	<i>Actitis macularius</i>	0.00	78.95	21.05	0.00
AMAL	<i>Amazona albifrons</i>	1.74	11.63	36.05	50.58
AMXA	<i>Amazona xantholora</i>	5.26	7.02	36.84	50.88
AMHO	<i>Amblycercus holosericeus</i>	1.20	4.22	0.60	93.98
ARNA	<i>Aratinga nana</i>	14.78	16.40	50.00	18.82
ARRU	<i>Arremonops rufivirgatus</i>	0.85	49.01	10.14	40.00
ATSP	<i>Attila spadiceus</i>	0.00	8.79	8.79	82.42
CAMA	<i>Calidris mauri</i>	0.00	96.15	3.85	0.00
CAMI	<i>Calidris minutilla</i>	0.00	100.00	0.00	0.00
CAYU	<i>Campylorhynchus yucatanicus</i>	0.00	0.00	99.60	0.40
CACAR	<i>Cardinalis cardinalis</i>	29.61	20.08	44.03	6.28
CONI	<i>Colinus nigrogularis</i>	21.08	10.41	64.65	3.86
COPA	<i>Columbina passerina</i>	22.51	18.31	49.15	10.03
COTA	<i>Columbina talpacoti</i>	11.32	13.21	66.98	8.49
CRSU	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	26.63	24.75	41.90	6.72
CRCI	<i>Crypturellus cinnamomeus</i>	0.00	0.00	0.00	100.00
CYMO	<i>Psilorhinus morio</i>	0.45	1.34	3.57	94.64
CYYN	<i>Cyanocorax yncas</i>	0.96	16.56	44.90	37.58
CYGU	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0.00	50.00	0.00	50.00
DATH	<i>Dactylortyx thoracicus</i>	0.00	0.00	100.00	0.00
DEMA	<i>Setophaga magnolia</i>	4.58	9.80	15.03	70.59
DEPA	<i>Setophaga palmarum</i>	16.16	70.12	12.50	1.22
DEER	<i>Setophaga petechia eriathachorides</i>	9.01	83.11	6.76	1.13
DEVI	<i>Setophaga virens</i>	5.26	5.26	3.51	85.96
DIDI	<i>Dives dives</i>	2.24	13.88	30.41	53.47
EUSU	<i>Eumomota superciliosa</i>	0.00	3.10	87.60	9.30



EUAF	<i>Euphonia affinis</i>	0.44	21.49	24.56	53.51
GLBR	<i>Glaucidium brasilianum</i>	0.72	8.63	40.65	50.00
HAFU	<i>Habia fuscicauda</i>	0.00	0.87	0.44	98.69
HECA	<i>Herpetotheres cachinnans</i>	4.08	10.03	62.07	23.82
HIRU	<i>Hirundo rustica</i>	11.86	25.42	62.71	0.00
ICDO	<i>Icterus dominicensis</i>	0.00	9.80	25.49	64.71
ICGU	<i>Icterus gularis</i>	5.66	9.06	43.40	41.89
ICME	<i>Icterus mesomelas</i>	0.96	4.81	0.96	93.27
ICSP	<i>Icterus spurius</i>	3.03	12.12	51.52	33.33
LEJA	<i>Leptotila jamaicensis</i>	46.22	3.36	5.88	44.54
LEVE	<i>Leptotila verreauxi</i>	25.54	8.62	32.34	33.50
MEGL	<i>Melanoptila glabrirostris</i>	4.56	65.57	3.29	26.58
MIGI	<i>Mimus gilvus</i>	29.02	35.33	34.57	1.09
MOMO	<i>Momotus momota</i>	0.00	1.92	15.38	82.69
MYTU	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	10.38	20.76	30.94	37.92
MYSI	<i>Myiozetetes similis</i>	6.39	19.63	31.96	42.01
PACY	<i>Passerina cyanea</i>	14.23	11.39	66.19	8.19
PAFL	<i>Patagioenas flavirostris</i>	0.69	6.94	9.72	82.64
PICA	<i>Piaya cayana</i>	1.02	7.14	21.43	70.41
PIRO	<i>Piranga roseogularis</i>	0.00	0.00	0.00	100.00
PISU	<i>Pitangus sulphuratus</i>	9.99	19.02	50.89	20.10
SAAT	<i>Saltator atriceps</i>	0.00	0.67	0.67	98.67
SACO	<i>Saltator coerulescens</i>	0.00	4.08	1.02	94.90
SERU	<i>Setophaga ruticilla</i>	4.26	18.09	12.77	64.89
THMA	<i>Thryothorus maculipectus</i>	0.90	7.21	16.67	75.23
TISE	<i>Tityra semifasciata</i>	0.00	0.00	0.00	100.00
TRMEL	<i>Tringa melanoleuca</i>	6.35	90.48	1.59	1.59
TRME	<i>Trogon melanocephalus</i>	2.13	20.43	15.63	61.81
TRVI	<i>Trogon violaceus</i>	0.00	2.63	10.53	86.84
TUGR	<i>Turdus grayi</i>	5.62	9.74	6.74	77.90

TYME	<i>Tyrannus melancholicus</i>	22.41	40.68	26.18	10.73
URLE	<i>Uropsila leucogastra</i>	1.14	14.77	26.89	57.20
VIFL	<i>Vireo flavoviridis</i>	0.00	0.00	5.56	94.44
VIGR	<i>Vireo griseus</i>	6.51	6.98	41.40	45.12
VIPA	<i>Vireo pallens</i>	38.54	31.84	24.38	5.24
VOJA	<i>Volatinia jacarina</i>	2.77	5.93	80.63	10.67
WICI	<i>Setophaga citrina</i>	2.73	1.82	8.18	87.27
XIFL	<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	2.04	2.04	4.08	91.84

---

**Apéndice 6.** Años y meses con variables ambientales completas.

Año	Mes	Temperatura (°C)	Humedad Relativa (%)	Precipitación (mm)
2004	feb	23.3932	83.4854	0.0055
2004	mar	24.5246	82.6901	0.0000
2004	abr	25.3823	79.6588	0.0058
2004	may	26.4926	88.0643	0.0204
2004	jun	27.8515	86.6391	0.0029
2004	jul	27.1625	90.2178	0.0206
2004	ago	27.6189	91.0517	0.0150
2004	sep	27.8927	90.1607	0.0846
2004	oct	26.5126	90.5845	0.0096
2004	nov	24.8715	87.2106	0.0018
2004	dic	23.0634	84.1568	0.0027
2005	ene	22.3456	82.8977	0.0022
2005	feb	24.2349	81.7044	0.0079
2005	mar	27.2247	66.3585	0.0000
2005	abr	29.1037	59.0741	0.0000
2005	jun	27.0254	99.1750	0.0298
2005	jul	27.6448	97.7284	0.0203
2005	ago	28.3665	95.6928	0.0002
2005	dic	22.8905	94.9893	0.0148
2006	ene	22.7817	95.4556	0.0000
2006	feb	22.4136	89.6751	0.0001
2006	abr	31.5556	64.0185	0.0000
2007	feb	23.2880	97.7107	0.0082
2007	mar	24.2935	97.1437	0.0031
2007	abr	25.1263	95.7245	0.0028
2007	may	26.4374	97.4035	0.0068
2007	jun	27.3411	98.9316	0.0169
2007	jul	27.4061	99.5449	0.0326

2007	ago	27.1905	99.9584	0.0318
2007	sep	26.8413	99.8413	0.0262
2007	oct	26.6013	99.2323	0.0256
2007	nov	24.5205	97.9857	0.0047
2007	dic	23.8479	98.8172	0.0018
2008	ene	22.4487	97.8421	0.0088
2008	feb	24.2963	96.9745	0.0203
2008	mar	24.4443	95.8712	0.0150
2008	abr	25.5270	94.2872	0.0006
2008	may	28.0324	94.1253	0.0011
2008	jun	26.8097	99.1766	0.0290
2008	jul	27.2106	98.9134	0.0086
2008	ago	28.0898	98.1876	0.0013
2008	sep	27.9225	98.6351	0.0191
2008	oct	26.1343	98.6545	0.0160
2008	nov	23.0068	97.4476	0.0026
2008	dic	22.7888	97.7012	0.0047
2009	ene	22.1484	97.1231	0.0007
2009	feb	22.5475	76.9240	0.0012
2009	mar	23.8621	76.0862	0.0001
2009	abr	26.9492	72.5120	0.0000
2009	may	27.5720	77.7401	0.0058

---

**Apéndice 7.** Resultados de los análisis de tendencias para cada especie, su estatus (M=migratoria, R=residente, R/M=migratoria con poblaciones residentes), protección (CITES II=listado en el apéndice II de CITES, IUCN-NT=cerca de estar amenazada según la Lista Roja de IUCN, NOM-059-SEMARNAT-2010: Pr=bajo protección especial, P=en peligro de extinción), el tipo de hábitat al que se asocia, el valor de F y el valor de P (\*=probabilidad significativa).

CLAVE	ESPECIE	ESTATUS	PROTECCIÓN	HABITAT	F <sub>5,208</sub>	P
ACMA	<i>Actitis macularius</i>	M		acuáticos	8.32	<0.0001*
AMAL	<i>Amazona albifrons</i>	R	CITES-II, NOM- Pr	bordes, selvas	5.55	0.0001*
AMXA	<i>Amazona xantholora</i>	R	CITES-II, NOM- A	bordes, selvas	1.83	0.1092
AMHO	<i>Amblycercus holosericeus</i>	R		selvas	5.33	0.0001*
ARNA	<i>Aratinga nana</i>	R	CITES-II, NOM- Pr	bordes, selvas	0.32	0.9008
ARRU	<i>Arremonops rufivirgatus</i>	R		selvas	0.86	0.5103
ATSP	<i>Attila spadiceus</i>	R		selvas, abiertas	3.25	0.0076*
CAMA	<i>Calidris mauri</i>	M		acuáticos	6.47	<0.0001*
CAMI	<i>Calidris minutilla</i>	M		acuáticos	2.09	0.0678
CAYU	<i>Campylorhynchus yucatanicus</i>	R	IUCN-NT, NOM-P	selvas	0.44	0.8198
CACAR	<i>Cardinalis cardinalis</i>	R		selvas, semiabiertas, bordes	7.07	<0.0001*
CONI	<i>Colinus nigrogularis</i>	R		selvas	0.40	0.8496
COPA	<i>Columbina passerina</i>	R		abiertas	7.96	<0.0001*
COTA	<i>Columbina talpacoti</i>	R		abiertas	1.94	0.0891

CRSU	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	R		abiertas, semiabiertas	6.68	<0.0001*
CRCI	<i>Crypturellus cinnamomeus</i>	R	NOM-Pr	selvas	3.75	0.0028*
CYMO	<i>Psilorhinus morio</i>	R		abiertas	0.43	0.8279
CYYN	<i>Cyanocorax yncas</i>	R		bordes, selvas	1.79	0.1168
CYGU	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	R		bordes, selvas	1.84	0.1058
DATH	<i>Dactylortyx thoracicus</i>	R	NOM-Pr	selvas	4.14	0.0013*
DEMA	<i>Setophaga magnolia</i>	M		selvas	1.86	0.1021
DEPA	<i>Setophaga palmarum</i>	M		abiertas, cuerpos de agua	0.53	0.7526
DEER	<i>Setophaga petechia eriathachorides</i>	M		selvas	1.01	0.4104
DEVI	<i>Setophaga virens</i>	M		abiertas, selvas	5.75	0.0001*
DIDI	<i>Dives dives</i>	R		abiertas, bordes	1.66	0.1467
EUSU	<i>Eumomota superciliosa</i>	R		bordes, selvas	0.55	0.7388
EUAF	<i>Euphonia affinis</i>	R		selvas	6.79	<0.0001*
GLBR	<i>Glaucidium brasilianum</i>	R	CITES-II	selvas	0.39	0.8570
HAFU	<i>Habia fuscicauda</i>	R		bordes	0.24	0.9426
HECA	<i>Herpetotheres cachinnans</i>	R	CITES-II	bordes, selvas	4.82	0.0003*
HIRU	<i>Hirundo rustica</i>	M		abiertas, bordes	0.49	0.7850
ICDO	<i>Icterus dominicensis</i>	R		bordes, selvas	2.40	0.0381*
ICGU	<i>Icterus gularis</i>	R		selvas, semiabiertas	6.04	<0.0001*
ICME	<i>Icterus mesomelas</i>	R		bordes, veg. secundaria	2.03	0.0761

ICSP	<i>Icterus spurius</i>	R/M		bordes, semiabiertas	0.93	0.4651
LEJA	<i>Leptotila jamaicensis</i>	R		selvas	9.61	<0.0001*
LEVE	<i>Leptotila verreauxi</i>	R		selvas	8.52	<0.0001*
MEGL	<i>Melanoptila glabrirostris</i>	R	IUCN-NT	bordes, selvas	1.03	0.4000
MIGI	<i>Mimus gilvus</i>	R		abiertas	2.54	0.0294*
MOMO	<i>Momotus momota</i>	R		bordes, selvas, semiabiertas	4.30	0.0010*
MYTU	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	R		abiertas, semiabiertas	5.95	<0.0001*
MYSI	<i>Myiozetetes similis</i>	R		bordes, semiabiertas, abiertas	7.52	<0.0001*
PACY	<i>Passerina cyanea</i>	M		bordes, semiabiertas, veg. secundaria	18.62	<0.0001*
PAFL	<i>Patagioenas flavirostris</i>	R		abiertas, semiabiertas, veg. secundaria	1.04	0.3927
PICA	<i>Piaya cayana</i>	R		abiertas, semiabiertas	1.25	0.2871
PIRO	<i>Piranga roseogularis</i>	R		bordes, selvas	2.31	0.0454*
PISU	<i>Pitangus sulphuratus</i>	R		bordes, humedales	10.84	<0.0001*
SAAT	<i>Saltator atriceps</i>	R		bordes, veg. secundaria	0.77	0.5713
SACO	<i>Saltator coerulescens</i>	R		semiabiertas, veg.	1.85	0.1052

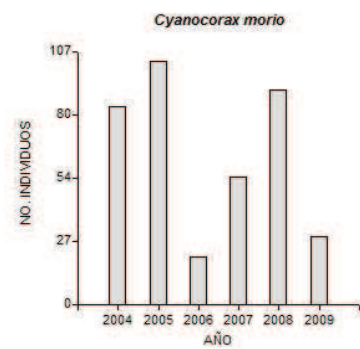
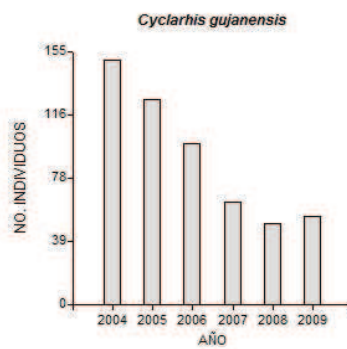
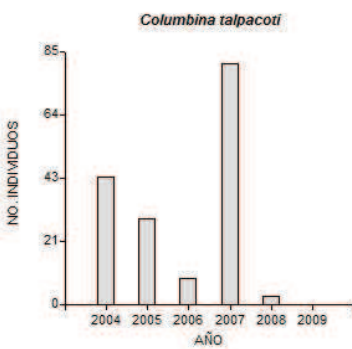
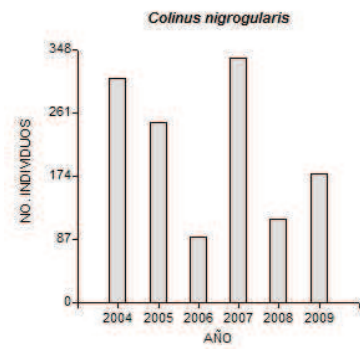
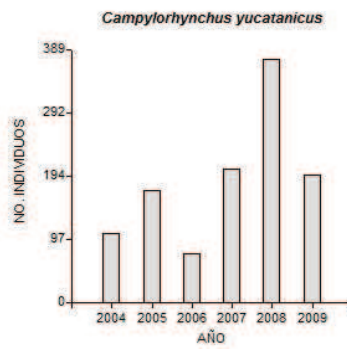
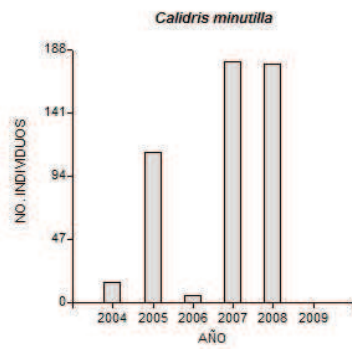
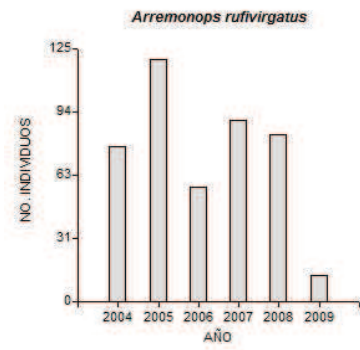
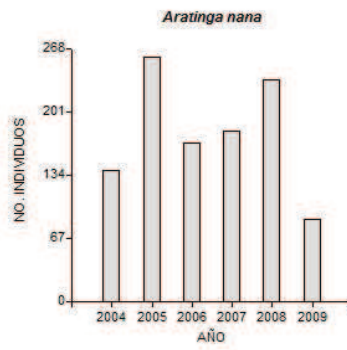
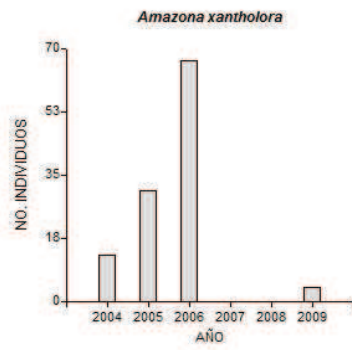
				secundaria		
SERU	<i>Setophaga ruticilla</i>	M		selvas	1.35	0.2428
THMA	<i>Thryothorus maculipectus</i>	R		semiabiertas, veg.	0.45	0.8130
				secundaria		
TISE	<i>Tityra semifasciata</i>	R		bordes, selvas	1.11	0.3577
TRMEL	<i>Tringa melanoleuca</i>	M		acuáticos	1.43	0.2150
TRME	<i>Trogon melanocephalus</i>	R		bordes, selvas	2.05	0.0736
TRVI	<i>Trogon violaceus</i>	R		bordes, selvas	1.45	0.2093
TUGR	<i>Turdus grayi</i>	R		abiertas, semiabiertas	0.41	0.8444
TYME	<i>Tyrannus melancholicus</i>	R		bordes, abiertas	0.66	0.6549
URLE	<i>Uropsila leucogastra</i>	R		selvas	3.73	0.0030*
VIFL	<i>Vireo flavoviridis</i>	M		selvas	1.64	0.1501
VIGR	<i>Vireo griseus</i>	M		selvas, borde, veg.	19.19	<0.0001*
				secundaria		
VIPA	<i>Vireo pallens</i>	R	NOM-Pr	bosque, borde, humedales	3.50	0.0046*
VOJA	<i>Volatinia jacarina</i>	R		abiertas	3.66	0.0034*
WICI	<i>Setophaga citrina</i>	M		bordes, selvas	1.22	0.2986
XIFL	<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	R		selvas	0.12	0.9869

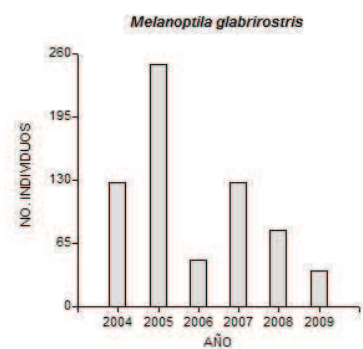
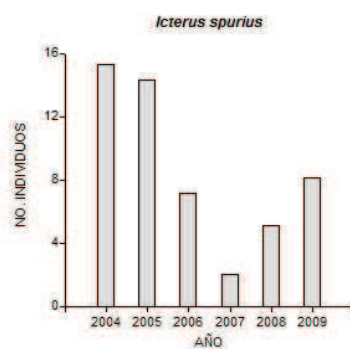
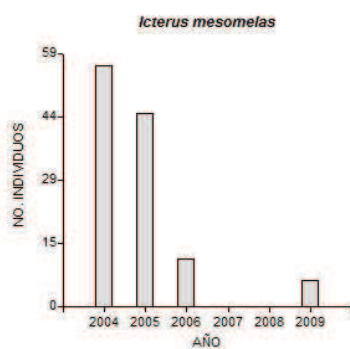
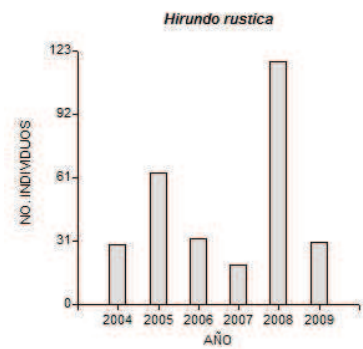
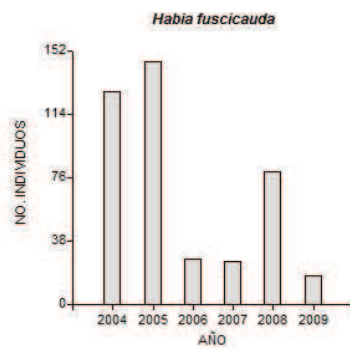
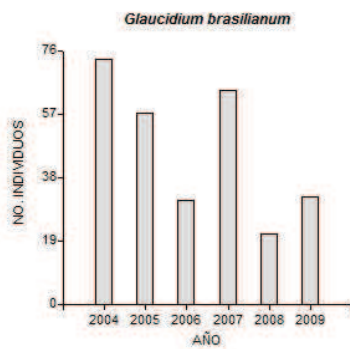
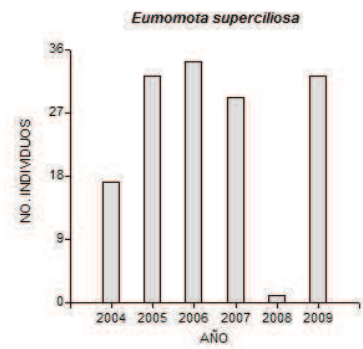
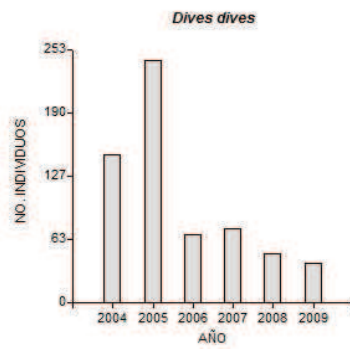
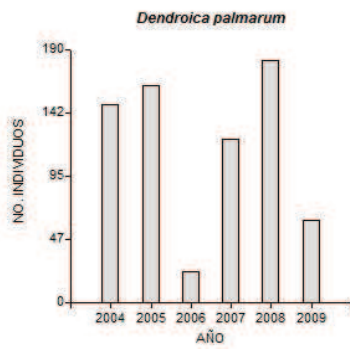
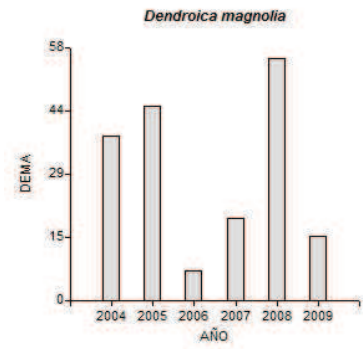
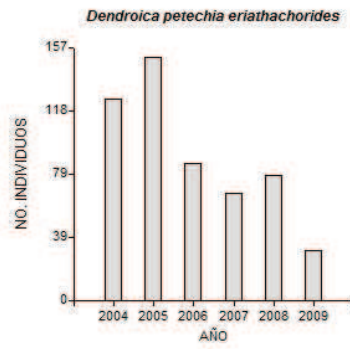
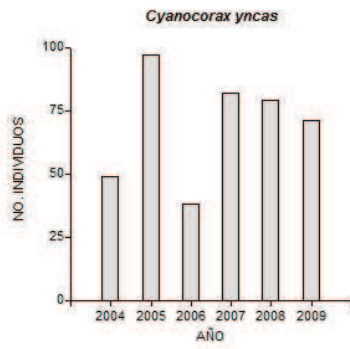
---

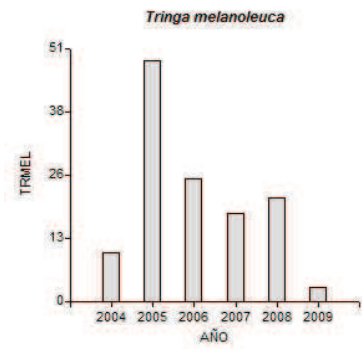
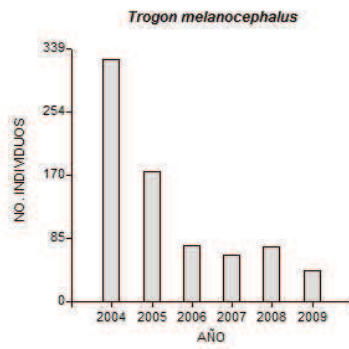
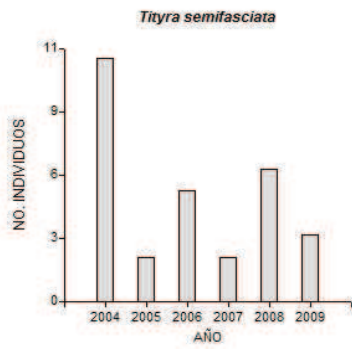
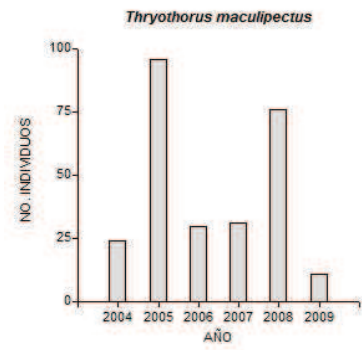
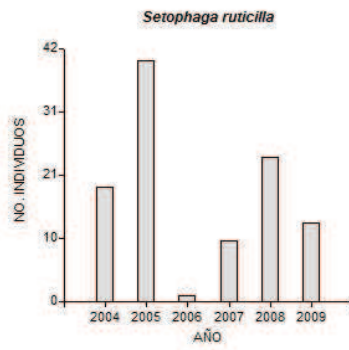
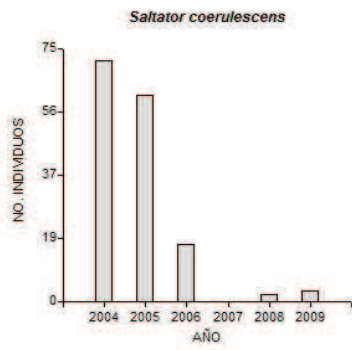
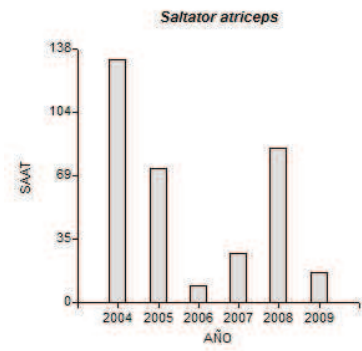
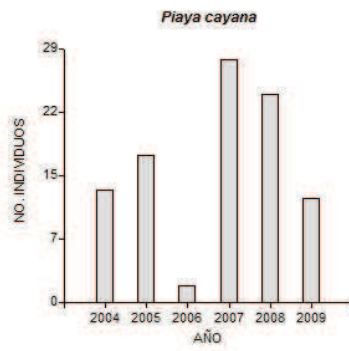
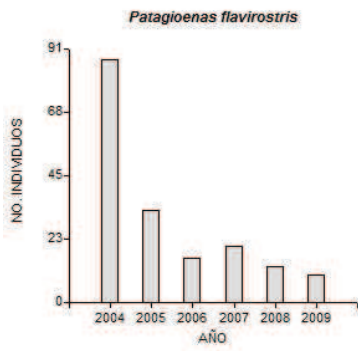
Borde se refiere a la porción de ecosistema o tipo de cobertura cerca de su perímetro en el que las condiciones ambientales pueden diferir de las locaciones interiores del ecosistema (Turner *et al.*, 2001).

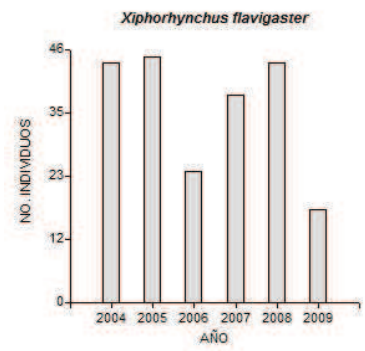
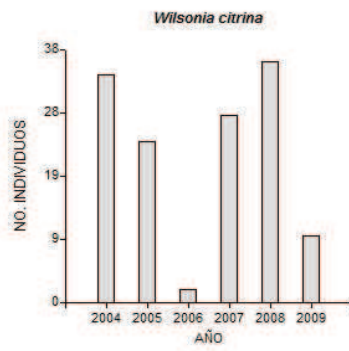
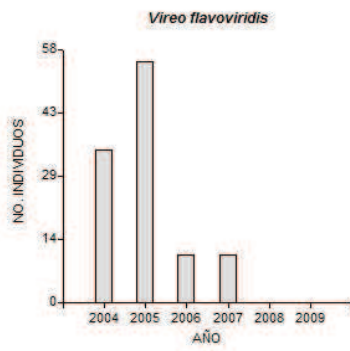
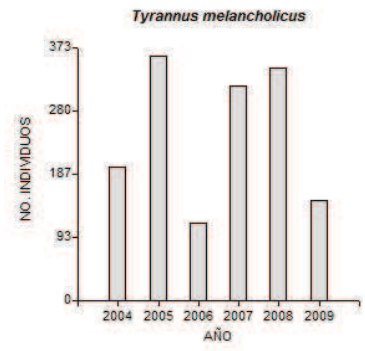
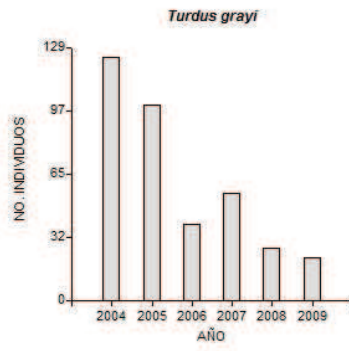
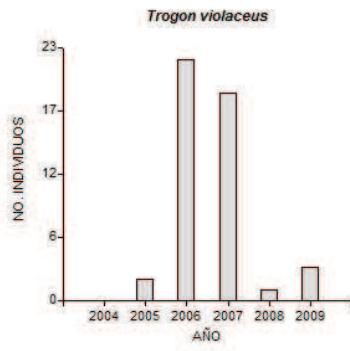


**Apéndice 8.** Gráficos de abundancia de individuos por año, de las especies con modelos no significativos de tendencias de abundancia.









**Apéndice 9.** Especies que presentaron abundancias de 10 individuos o menos en cada año del monitoreo (2004 a 2009), su estatus (R=residente, R/M= residente con una pequeña población migratoria), protección (CITES: II=listado en el apéndice II, III=listado en el apéndice III; IUCN-V=vulnerable según la Lista Roja de IUCN; NOM: Pr=bajo protección especial, A=amenazada) y ambiente de la especie.

Espece	Estatus	Protección	Ambiente
<i>Ammodramus savannarum</i>	R-Incidental		terrestre
<i>Aramus guarauna</i>	R	NOM-A	acuática
<i>Ardea herodias</i>	R		acuática
<i>Arenaria interpres</i>	residente de invierno/pequeña población no reproductora en verano		playera
<i>Arremonops chloronotus*</i>	R		terrestre
<i>Buteo albicaudatus</i>	R	CITES-II, NOM-Pr	rapaz
<i>Buteo magnirostris</i>	R	CITES-II	rapaz
<i>Buteogallus urubitinga</i>	R	CITES-III, NOM-Pr	rapaz
<i>Calidris alba</i>	residente de invierno/pequeña población no reproductora en verano		playera
<i>Campephilus guatemalensis*</i>	R	NOM-Pr	terrestre
<i>Campylopterus curvipennis*</i>	R	CITES-II	terrestre
<i>Charadrius semipalmatus</i>	residente de invierno/se puede observar en mayor número durante la migración		acuática
<i>Chloroceryle aenea</i>	R		acuática

<i>Chloroceryle americana</i>	R		acuática
<i>Chordeiles minor</i>	R		nocturno- terrestre
<i>Coccyzus americanus</i>	transeunte/pequeña población de reproductores en verano		terrestre
<i>Colaptes rubiginosus</i> *	R		terrestre
<i>Crax rubra</i> *	R	IUCN-V, NOM-A	terrestre
<i>Cyanocompsa parellina</i> *	R		terrestre
<i>Dendrocincla homochroa</i> *	R		terrestre
<i>Setophaga discolor</i>	residente de invierno/se puede observar en mayor número durante la migración		terrestre
<i>Setophaga dominica</i>	residente de invierno/se puede observar en mayor número durante la migración		terrestre
<i>Setophaga fusca</i>	transeunte		terrestre
<i>Elanoides forficatus</i>	transeunte/pequeña población de reproductores en verano	CITES-II, NOM-Pr	terrestre
<i>Empidonax flaviventris</i>	residente de invierno/se puede observar en mayor número durante la migración		terrestre
<i>Eucometis penicillata</i> *	R	NOM-Pr	terrestre
<i>Euphonia hirundinacea</i> *	R		terrestre

<i>Falco columbarius</i>	residente de invierno/se puede observar en mayor número durante la migración	CITES-II	rapaz
<i>Falco femoralis</i>	residente de invierno/se puede observar en mayor número durante la migración	CITES-II, NOM-A	rapaz
<i>Falco peregrinus</i>	residente de invierno/se puede observar en mayor número durante la migración	CITES-I/II, NOM-Pr	rapaz
<i>Gallinago gallinago</i>	residente de invierno/pequeña población no reproductora en verano		acuática
<i>Geranospiza caerulescens</i>	R	CITES-II, NOM-A	acuática
<i>Hydroprogne caspia</i>	residente de invierno/pequeña población no reproductora en verano		acuática
<i>Hylocichla mustelina</i>	residente de invierno/se puede observar en mayor número durante la migración		terrestre
<i>Icteria virens</i>	residente de invierno/se puede observar en mayor número durante la migración		terrestre
<i>Icterus auratus*</i>	R		terrestre
<i>Jacana spinosa</i>	R		acuática
<i>Leptodon cayanensis</i>	R	CITES-II, NOM-Pr	terrestre

<i>Megaceryle alcyon</i>	residente de invierno/se puede observar en mayor número durante la migración		acuática
<i>Megarynchus pitangua*</i>	R		terrestre
<i>Meleagris ocellata*</i>	R	IUCN-NT, NOM-A	terrestre
<i>Micrastur semitorquatus</i>	R	CITES-II, NOM-Pr	terrestre
<i>Myiodynastes luteiventris</i>	residente sólo en verano		terrestre
<i>Myiopagis viridicata*</i>	R		terrestre
<i>Nycticorax nycticorax</i>	residente principalmente en invierno/pequeña población de reproductores en verano		acuática
<i>Nyctiphrynus yucatanicus</i>	R		terrestre
<i>Pandion haliaetus</i>	R/M	CITES-II	rapaz
<i>Pheucticus ludovicianus</i>	residente de invierno/se puede observar en mayor número durante la migración		terrestre
<i>Porzana carolina</i>	residente de invierno/se puede observar en mayor número durante la migración		acuática
<i>Rallus longirostris</i>	R	NOM-A	acuática
<i>Ramphastos sulfuratus*</i>	R	CITES-II, NOM-A	terrestre
<i>Rhynchocyclus brevirostris*</i>	R		terrestre
<i>Riparia riparia</i>	transeunte		acuática



<i>Sphyrapicus varius</i>	residente de invierno/se puede observar en mayor número durante la migración		terrestre
<i>Spinus psaltria</i> *	R		terrestre
<i>Sternula antillarum</i>	residente sólo en verano	NOM-Pr	playera
<i>Tachybaptus dominicus</i>	R	NOM-Pr	acuática
<i>Tiaris olivaceus</i> *	R		terrestre
<i>Tigrisoma mexicanum</i>	R	NOM-Pr	acuática
<i>Tityra inquisitor</i> *	R		terrestre
<i>Tringa solitaria</i>	residente de invierno/se puede observar en mayor número durante la migración		acuática
<i>Trogon collaris</i> *	R	NOM-Pr	terrestre
<i>Tyrannus savana</i>	R-Incidental		terrestre
<i>Veniliornis fumigatus</i> *	R		terrestre
<i>Oreothlypis peregrina</i>	transeunte/pequeña población de reproductores en verano		terrestre
<i>Vireo magister</i> *	R		terrestre
<i>Vireo olivaceus</i>	transeunte/pequeña población de reproductores en verano		terrestre
<i>Zonotrichia leucophrys</i>	visitante ocasional		terrestre

**Apéndice 10.** Especies registradas de junio de 2008 a mayo de 2009 por cobertura vegetal (E=exclusiva de ese tipo de vegetación, DC=duna costera, MN=manglar, SBE= selva baja espinosa, SM=selva mediana, P=pastizal inducido), su estatus (M=migratoria, R=residente, R/M=migratoria con poblaciones residentes), protección (CITES: II=listado en el apéndice II, III=listado en el apéndice III; IUCN-NT=cerca de estar amenazada según la Lista Roja de IUCN; NOM: Pr=bajo protección especial, P=en peligro de extinción), y tipo de hábitat que prefieren.

FAMILIA	ESPECIE	ESTATUS	PROTECCION	DC	MN	SBE	SM	P	HABITAT
Scolopacidae	<i>Actitis macularius</i>	M			X	X			humedales
Icteridae	<i>Agelaius phoeniceus</i>	R			E				abiertas, humedales
Trochilidae	<i>Amazilia rutila</i>	R	CITES-II	X	X	X	X		bosque
Trochilidae	<i>Amazilia yucatanensis</i>	R	CITES-II	X		X	X		bosque, borde, semiabiertas
Psittacidae	<i>Amazona albifrons</i>	R	CITES-II, NOM-Pr	X	X	X	X	X	borde, bosque
Icteridae	<i>Amblycercus holosericeus</i>	R					E		borde, veg. Secundaria
Emberizidae	<i>Ammodramus savannarum</i>	R			E				abiertas
Anatidae	<i>Anas discors</i>	M						E	humedales, cuerpos de agua
Anhingidae	<i>Anhinga anhinga</i>	R						E	humedales, cuerpos de agua
Rallidae	<i>Aramides cajanea</i>	R					E		bosque
Psittacidae	<i>Aratinga nana</i>	R	CITES-II, NOM-Pr	X	X	X	X	X	borde, bosque
Trochilidae	<i>Archilochus colubris</i>	M	CITES-II	X	X				bosque, borde
Ardeidae	<i>Ardea alba</i>	R	CITES-III		X			X	humedales, cuerpos de agua
Ardeidae	<i>Ardea herodias</i>	R			E				humedales
Emberizidae	<i>Arremonops chloronotus</i>	R					E		bosque, borde

Emberizidae	<i>Arremonops rufivirgatus</i>	R		X	X	X		bosque
Tyrannidae	<i>Attila spadiceus</i>	R		X		X		bosque, borde
Paridae	<i>Baeolophus ridgwayi</i>	R					E	abiertas, semiabiertas, bordes
Ardeidae	<i>Bubulcus ibis</i>	R	CITES-III	X			X	humedales, abiertas
Accipitridae	<i>Buteo brachyurus</i>	R	CITES-II				E	bosque, semiabiertas
Accipitridae	<i>Buteo magnirostris</i>	R	CITES-II	X	X			bosque, semiabiertas
Accipitridae	<i>Buteo nitidus</i>	R	CITES-II				X X	bosque
Accipitridae	<i>Buteogallus anthracinus</i>	R	CITES-II, NOM-Pr	X	X		X	humedales
Accipitridae	<i>Buteogallus urubitinga</i>	R	CITES-II, NOM-Pr				E	borde, bosque
Ardeidae	<i>Butorides virescens</i>	R				E		humedales, cuerpos de agua
Scolopacidae	<i>Calidris alba</i>	M				E		marino-costero
Scolopacidae	<i>Calidris mauri</i>	M				E		marino-costero
Scolopacidae	<i>Calidris minutilla</i>	M				E		marino-costero
Tyrannidae	<i>Camptostoma imberbe</i>	R					E	abiertas, semiabiertas
Trochilidae	<i>Campylopterus curvipennis</i>	R	CITES-II				E	bosque
Troglodytidae	<i>Campylorhynchus yucatanicus</i>	R	IUCN-NT, NOM-Pr		X		X	bosque
Falconidae	<i>Caracara cheriway</i>	R	CITES-II	X	X			abiertas, borde
Cardinalidae	<i>Cardinalis cardinalis</i>	R		X	X	X	X	bosque, borde
Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	R		X	X		X	bosque, abiertas
Cathartidae	<i>Cathartes burrovianus</i>	R	NOM-Pr			E		bosque, humedales
Charadriidae	<i>Charadrius nivosus</i>	M	NOM-A			E		marino-costero
Charadriidae	<i>Charadrius wilsonia</i>	R/M		X	X			marino-costero
Alcedinidae	<i>Chloroceryle americana</i>	R					E	humedales
Trochilidae	<i>Chlorostilbon canivetii</i>	R	CITES-II			X	X	bosque, borde
Caprimulgidae	<i>Chordeiles acutipennis</i>	R		X	X			humedales
Cuculidae	<i>Coccyzus minor</i>	R		X	X			bosque

Odontophoridae	<i>Colinus nigrogularis</i>	R		X	X	X	X	X	bosque, borde
Columbidae	<i>Columbina passerina</i>	R		X	X	X	X	X	abiertas, semiabiertas, bordes
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	R						E	abiertas, semiabiertas, bordes
Tyrannidae	<i>Contopus cinereus</i>	R					X	X	bosque, borde, semiabiertas
Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	R			X			X	abiertas
Cracidae	<i>Crax rubra</i>	R	IUCN-V, NOM-A					E	bosque
Cuculidae	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	R		X	X	X	X	X	abierto, semiabiertas
Tinamidae	<i>Crypturellus cinnamomeus</i>	R	NOM-Pr					E	bosque
Thraupidae	<i>Cyanerpes cyaneus</i>	R						E	borde, bosque
Cardinalidae	<i>Cyanococcyz parellina</i>	R					X	X	borde, bosque
Corvidae	<i>Cyanocorax yncas</i>	R			X	X	X	X	bosque, borde
Corvidae	<i>Cyanocorax yucatanicus</i>	R		X	X	X	X	X	bosque, borde
Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	R		X	X	X	X		bosque, borde
Furnariidae	<i>Dendrocincla homochroa</i>	R						E	bosque, borde
Anatidae	<i>Dendrocygna autumnalis</i>	R	CITES-III					E	humedales, cuerpos de agua
Parulidae	<i>Setophaga discolor</i>	M		X				X	bosque, semiabiertas
Parulidae	<i>Setophaga dominica</i>	M		X	X	X		X	bosque, semiabiertas
Parulidae	<i>Setophaga fusca</i>	M						E	abiertas, semiabiertas
Parulidae	<i>Setophaga magnolia</i>	M		X	X	X	X		bosque
Parulidae	<i>Setophaga palmarum</i>	M		X	X	X	X	X	abiertas, cuerpos de agua
Parulidae	<i>Setophaga petechia</i>	M		X	X		X	X	bosque
Parulidae	<i>Setophaga petechia erithachorides</i>	M				E			bosque
Parulidae	<i>Setophaga virens</i>	M		X	X		X		borde, bosque
Icteridae	<i>Dives dives</i>	R			X	X	X		borde, bosque, semiabiertas

Trochilidae	<i>Doricha eliza</i>	R	IUCN-NT, CITES-II, NOM-P	X	X	X			manglar, semiabiertas, borde
Picidae	<i>Dryocopus lineatus</i>	R				X	X	X	borde, semiabiertas
Mimidae	<i>Dumetella carolinensis</i>	M		X	X		X	X	borde, veg. Secundaria
Ardeidae	<i>Egretta caerulea</i>	R/M				E			humedales, cuerpos de agua, costera
Ardeidae	<i>Egretta rufescens</i>	R	IUCN-NT, NOM-Pr			E			humedales, cuerpos de agua, costera
Ardeidae	<i>Egretta thula</i>	R			X			X	humedales, cuerpos de agua
Ardeidae	<i>Egretta tricolor</i>	R			X			X	humedales, cuerpos de agua
Tyrannidae	<i>Elaenia flavogaster</i>	R					X	X	abiertas, semiabiertas
Tyrannidae	<i>Empidonax flaviventris</i>	M						E	borde, bosque
Tyrannidae	<i>Empidonax minimus</i>	M		X	X	X	X	X	borde
Thraupidae	<i>Eucometis penicillata</i>	R	NOM-Pr					E	semiabiertas, veg. Secundaria
Threskiornithidae	<i>Eudocimus albus</i>	R				E			humedales, cuerpos de agua, costera
Momotidae	<i>Eumomota superciliosa</i>	R				X	X	X	borde, bosque
Fringillidae	<i>Euphonia affinis</i>	R			X		X	X	bosque, borde
Falconidae	<i>Falco columbarius</i>	M	CITES-II	X				X	abierto, semiabierto
Fregatidae	<i>Fregata magnificens</i>	R				E			marina
Cuculidae	<i>Geococcyx velox</i>	R		X		X		X	semiabiertas, veg. Secundaria
Parulidae	<i>Geothlypis poliocephala</i>	R			X	X		X	abiertas
Parulidae	<i>Geothlypis trichas</i>	M		X	X	X	X	X	humedales
Accipitridae	<i>Geranospiza caerulescens</i>	R	CITES-II, NOM-A			E			bosque, humedales
Strigidae	<i>Glaucidium brasilianum</i>	R	CITES-II	X	X	X	X		bosque, borde
Cardinalidae	<i>Habia fuscicauda</i>	R					X	X	borde

Falconidae	<i>Herpetotheres cachinnans</i>	R	CITES-II	X	X	X	X	bosque, borde, semiabiertas
Recurvirostridae	<i>Himantopus mexicanus</i>	R			E			marino-costero
Hirundinidae	<i>Hirundo rustica</i>	M		X	X	X	X	abiertas, semiabiertas
Parulidae	<i>Icteria virens</i>	M		X	X			borde, veg. Secundaria
Icteridae	<i>Icterus auratus</i>	R				X	X	X bosque, semiabiertas
Icteridae	<i>Icterus chrysater</i>	R		X	X		X	bosque, semiabiertas
Icteridae	<i>Icterus cucullatus</i>	R		X	X	X	X	X bosque, abiertas, semiabiertas
Icteridae	<i>Icterus dominicensis</i>	R			X		X	X bosque, borde, semiabiertas
Icteridae	<i>Icterus gularis</i>	R		X	X	X	X	bosque, semiabiertas
Icteridae	<i>Icterus mesomelas</i>	R			X		X	semiabiertas
Icteridae	<i>Icterus prosthemelas</i>	R			X		X	borde, semiabiertas
Icteridae	<i>Icterus spurius</i>	R/M				X	X	X borde, semiabiertas
Jacanidae	<i>Jacana spinosa</i>	R					E	humedales
Columbidae	<i>Leptotila jamaicensis</i>	R		X	X		X	bosque
Columbidae	<i>Leptotila verreauxi</i>	R		X	X	X	X	X bosque, borde
Laridae	<i>Leucophaeus atricilla</i>	R			E			humedales, costera
Tyrannidae	<i>Megarynchus pitangua</i>	R					X	X bosque, borde
Picidae	<i>Melanerpes aurifrons</i>	R		X	X	X	X	X abiertas, semiabiertas
Picidae	<i>Melanerpes pygmaeus</i>	R		X	X	X	X	X bosque, borde
Mimidae	<i>Melanoptila glabrirostris</i>	R	IUCN-NT	X	X	X	X	borde, bosque
Phasianidae	<i>Meleagris ocellata</i>	R	IUCN-NT, NOM-A				E	bosque, borde
Mimidae	<i>Mimus gilvus</i>	R		X	X	X	X	abiertas
Parulidae	<i>Mniotilta varia</i>	M		X	X	X	X	bosque
Icteridae	<i>Molothrus aeneus</i>	R		X	X	X	X	abiertas
Momotidae	<i>Momotus momota</i>	R				X	X	X borde, semiabiertas
Ciconiidae	<i>Mycteria americana</i>	M	NOM-Pr		X	X	X	humedales, cuerpos de agua, costera
Tyrannidae	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	R		X	X	X	X	X abiertas, semiabiertas

Tyrannidae	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	R		X	X	X		bosque, borde
Tyrannidae	<i>Myiarchus yucatanensis</i>	R		X	X	X	X	bosque, borde
Tyrannidae	<i>Myiopagis viridicata</i>	R					E	bosque, borde
Tyrannidae	<i>Myiozetetes similis</i>	R		X	X	X	X	abiertas, semiabiertas, bordes
Ardeidae	<i>Nyctanassa violacea</i>	R/M					E	humedales, cuerpos de agua
Caprimulgidae	<i>Nyctidromus albicollis</i>	R				X	X	semiabiertas, borde
Cracidae	<i>Ortalis vetula</i>	R	CITES-III	X	X	X	X	bosque
Tityridae	<i>Pachyramphus aglaiae</i>	R					E	bosque
Parulidae	<i>Parkesia motacilla</i>	M		X	X			bosque
Parulidae	<i>Parkesia noveboracensis</i>	M		X	X			humedales
Cardinalidae	<i>Passerina caerulea</i>	M		X			X	semiabiertas, borde
Cardinalidae	<i>Passerina ciris</i>	M	IUCN-NT, NOM-Pr	X		X	X	semiabiertas, veg. Secundaria
Cardinalidae	<i>Passerina cyanea</i>	M		X	X	X	X	abiertas
Columbidae	<i>Patagioenas flavirostris</i>	R			X		X	abierto, semiabierto
Hirundinidae	<i>Petrochelidon fulva</i>	R					E	abiertas, semiabiertas
Hirundinidae	<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>	M					E	abiertas, semiabiertas
Emberizidae	<i>Peucaea botterii</i>	R					E	abiertas
Phalacrocoracidae	<i>Phalacrocorax auritus</i>	R					E	humedales
Cardinalidae	<i>Pheucticus ludovicianus</i>	M				X	X	semiabiertas, borde
Phoenicopteridae	<i>Phoenicopterus ruber</i>	R	CITES-II, NOM-A				E	marino-costero
Cuculidae	<i>Piaya cayana</i>	R			X	X	X	abiertas, semiabiertas
Picidae	<i>Picoides scalaris</i>	R		X	X	X	X	abiertas, semiabiertas
Cardinalidae	<i>Piranga roseogularis</i>	R					X	bosque, borde
Cardinalidae	<i>Piranga rubra</i>	M			X		X	bosque, borde, semiabiertas
Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	R		X	X	X	X	abiertas, semiabiertas,

									bordes		
Plataleinae	<i>Platalea ajaja</i>	R						E	humedales, cuerpos de agua, costera		
Charadriidae	<i>Pluvialis squatarola</i>	M						E	costera, humedales		
Poliptilidae	<i>Poliptila albiloris</i>	R						E	semiabiertas, borde, manglar		
Poliptilidae	<i>Poliptila caerulea</i>	R		X	X	X	X	X	bosque, borde, semiabiertas		
Hirundinidae	<i>Progne subis</i>	M						E	bosque, borde, semiabiertas		
Parulidae	<i>Protonotaria citrea</i>	M		X	X				humedales		
Corvidae	<i>Psilorhinus morio</i>	R					X	X	X	abiertas	
Tyrannidae	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	R					X		X	abiertas, semiabiertas, bordes	
Icteridae	<i>Quiscalus mexicanus</i>	R		X	X				X	abiertas	
Tyrannidae	<i>Rhynchocyclus brevirostris</i>	R						E		bosque	
<i>Incertae Sedis</i>	<i>Saltator atriceps</i>	R							X	X	semiabiertas, borde
<i>Incertae Sedis</i>	<i>Saltator coerulescens</i>	R						E			semiabiertas
Parulidae	<i>Seiurus aurocapilla</i>	M		X		X	X				bosque
Parulidae	<i>Setophaga americana</i>	M		X	X	X	X	X			abiertas, semiabiertas
Parulidae	<i>Setophaga citrina</i>	M				X	X				bosque, borde
Parulidae	<i>Setophaga ruticilla</i>	M			X	X	X				bosque, borde
Picidae	<i>Sphyrapicus varius</i>	M						E			bosque, semiabiertas
Fringillidae	<i>Spinus psaltria</i>	R							E		abiertas, semiabiertas
Emberizidae	<i>Sporophila torqueola</i>	R			X	X			X		abiertas
Hirundinidae	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	M							E		abiertas, semiabiertas
Hirundinidae	<i>Tachycineta bicolor</i>	M		X		X					humedales
Laridae	<i>Thalasseus maximus</i>	R						E			marino-costero
Laridae	<i>Thalasseus sandvicensis</i>	R				X	X				marino-costero
Thamnophilidae	<i>Thamnophilus doliatus</i>	R			X	X	X				bosque, borde
Troglodytidae	<i>Thryothorus ludovicianus</i>	R			X			X			bosque, borde



Troglodytidae	<i>Thryothorus maculipectus</i>	R		X		X	X	semiabiertas, veg. Secundaria		
Emberizidae	<i>Tiaris olivaceus</i>	R				X	X	abiertas		
Tityridae	<i>Tityra inquisitor</i>	R					E	bosque		
Tityridae	<i>Tityra semifasciata</i>	R					E	bosque, borde		
Scolopacidae	<i>Tringa flavipes</i>	M				E		humedales		
Scolopacidae	<i>Tringa melanoleuca</i>	M				E		humedales		
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	R				X		X	abiertas, semiabiertas	
Trogonidae	<i>Trogon collaris</i>	R	NOM-Pr					E	bosque	
Trogonidae	<i>Trogon melanocephalus</i>	R				X	X	X	bosque, borde	
Trogonidae	<i>Trogon violaceus</i>	R						E	bosque, borde	
Turdidae	<i>Turdus grayi</i>	R			X	X	X	X	X	abiertas, semiabiertas
Tyrannidae	<i>Tyrannus couchii</i>	R							E	bosque, semiabiertas
Tyrannidae	<i>Tyrannus melancholicus</i>	R			X	X		X	X	abiertas, semiabiertas
Tyrannidae	<i>Tyrannus tyrannus</i>	M			X	X				bosque, borde
Troglodytidae	<i>Uropsila leucogastra</i>	R				X	X	X		bosque
Vireonidae	<i>Vireo flavoviridis</i>	M							E	bosque
Vireonidae	<i>Vireo griseus</i>	M			X	X	X	X	X	bosque, borde, semiabiertas
Vireonidae	<i>Vireo magister</i>	R							E	bosque, borde
Vireonidae	<i>Vireo olivaceus</i>	M						X	X	bosque, borde, semiabiertas
Vireonidae	<i>Vireo pallens</i>	R	NOM-Pr		X	X	X		X	manglar
Emberizidae	<i>Volatinia jacarina</i>	R				X	X		X	abiertas
Furnariidae	<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	R			X				X	bosque, borde
Columbidae	<i>Zenaida asiatica</i>	R			X	X	X	X	X	bosque, semiabiertas
Columbidae	<i>Zenaida aurita</i>	R	NOM-Pr		X	X			X	manglar
Emberizidae	<i>Zonotrichia leucophrys</i>	M						E		borde

**Apéndice 11.** Especies registradas en pastizales inducidos (PMM=pastizales inducidos con matriz mixta, PMA=pastizales inducidos con matriz antropogénica) y su estatus (M=migratoria, R=residente, R/M=migratoria con poblaciones residentes).

FAMILIA	ESPECIE	ESTATUS	SITIO DE REGISTRO
Anatidae	<i>Anas discors</i>	M	ambos
Cracidae	<i>Ortalis vetula</i>	R	PMM
Odontophoridae	<i>Colinus nigrogularis</i>	R	ambos
Anhingidae	<i>Anhinga anhinga</i>	R	PMM
Ardeidae	<i>Ardea alba</i>	R	PMA
Ardeidae	<i>Egretta thula</i>	R	ambos
Ardeidae	<i>Bubulcus ibis</i>	R	PMM
Ardeidae	<i>Nyctanassa violacea</i>	R	PMM
Ciconiidae	<i>Mycteria americana</i>	R/M	ambos
Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	R	ambos
Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	R	PMM
Accipitridae	<i>Buteogallus anthracinus</i>	R	ambos
Accipitridae	<i>Buteogallus urubitinga</i>	R	PMM
Accipitridae	<i>Buteo nitidus</i>	R	PMM
Accipitridae	<i>Buteo brachyurus</i>	R	ambos
Falconidae	<i>Caracara cheriway</i>	R	ambos
Falconidae	<i>Falco columbarius</i>	M	ambos
Rallidae	<i>Porzana carolina</i>	M	PMA
Jacanidae	<i>Jacana spinosa</i>	R	ambos
Columbidae	<i>Zenaida asiatica</i>	R	ambos
Columbidae	<i>Zenaida aurita</i>	R	PMA
Columbidae	<i>Columbina passerina</i>	R	ambos
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	R	ambos

Columbidae	<i>Leptotila verreauxi</i>	R	ambos
Psittacidae	<i>Aratinga nana</i>	R	PMM
Psittacidae	<i>Amazona albifrons</i>	R	PMM
Cuculidae	<i>Piaya cayana</i>	R	PMA
Cuculidae	<i>Geococcyx velox</i>	R	PMA
Cuculidae	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	R	ambos
Momotidae	<i>Momotus momota</i>	R	ambos
Momotidae	<i>Eumomota superciliosa</i>	R	PMM
Alcedinidae	<i>Chloroceryle aenea</i>	R	PMM
Picidae	<i>Melanerpes pygmaeus</i>	R	ambos
Picidae	<i>Melanerpes aurifrons</i>	R	ambos
Picidae	<i>Picoides scalaris</i>	R	ambos
Picidae	<i>Dryocopus lineatus</i>	R	PMM
Tyrannidae	<i>Camptostoma imberbe</i>	R	PMA
Tyrannidae	<i>Elaenia flavogaster</i>	R	PMA
Tyrannidae	<i>Contopus cinereus</i>	R	ambos
Tyrannidae	<i>Empidonax flaviventris</i>	M	PMM
Tyrannidae	<i>Empidonax minimus</i>	M	PMM
Tyrannidae	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	R	ambos
Tyrannidae	<i>Myiarchus yucatanensis</i>	R	ambos
Tyrannidae	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	R	PMA
Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	R	ambos
Tyrannidae	<i>Megarynchus pitangua</i>	R	ambos
Tyrannidae	<i>Myiozetetes similis</i>	R	ambos
Tyrannidae	<i>Tyrannus melancholicus</i>	R	ambos
Tyrannidae	<i>Tyrannus couchii</i>	R	PMM
Tityridae	<i>Pachyramphus aglaiae</i>	R	PMM
Tityridae	<i>Tityra inquisitor</i>	R	PMM
Vireonidae	<i>Vireo griseus</i>	M	ambos
Vireonidae	<i>Vireo pallens</i>	R	ambos

Vireonidae	<i>Vireo olivaceus</i>	M	ambos
Vireonidae	<i>Vireo flavoviridis</i>	M	PMM
Vireonidae	<i>Vireo magister</i>	R	PMA
Corvidae	<i>Cyanocorax yncas</i>	R	ambos
Corvidae	<i>Psilorhinus morio</i>	R	ambos
Corvidae	<i>Cyanocorax yucatanicus</i>	R	ambos
Hirundinidae	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	M	ambos
Hirundinidae	<i>Hirundo rustica</i>	M	ambos
Hirundinidae	<i>Baeolophus ridgwayi</i>	R	ambos
Troglodytidae	<i>Campylorhynchus yucatanicus</i>	R	PMM
Troglodytidae	<i>Thryothorus maculipectus</i>	R	PMA
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	R	PMM
Poliopitilidae	<i>Poliopitila albiloris</i>	R	ambos
Turdidae	<i>Turdus grayi</i>	R	ambos
Mimidae	<i>Dumetella carolinensis</i>	M	ambos
Mimidae	<i>Melanoptila glabrirostris</i>	R	PMM
Mimidae	<i>Mimus gilvus</i>	R	ambos
Parulidae	<i>Setophaga americana</i>	M	PMA
Parulidae	<i>Setophaga petechia</i>	M	PMM
Parulidae	<i>Setophaga fusca</i>	M	PMA
Parulidae	<i>Setophaga dominica</i>	M	ambos
Parulidae	<i>Setophaga palmarum</i>	M	PMM
Parulidae	<i>Geothlypis trichas</i>	M	ambos
Parulidae	<i>Geothlypis poliocephala</i>	R	ambos
Thraupidae	<i>Eucometis penicillata</i>	R	PMA
Thraupidae	<i>Cyanerpes cyaneus</i>	R	PMM
<i>Incertae Sedis</i>	<i>Saltator atriceps</i>	R	ambos
Emberizidae	<i>Volatinia jacarina</i>	R	ambos
Emberizidae	<i>Sporophila torqueola</i>	R	ambos
Emberizidae	<i>Tiaris olivaceus</i>	R	ambos

Emberizidae	<i>Peucaea botterii</i>	R	ambos
Cardinalidae	<i>Piranga roseogularis</i>	R	ambos
Cardinalidae	<i>Piranga rubra</i>	M	ambos
Cardinalidae	<i>Habia fuscicauda</i>	R	PMM
Cardinalidae	<i>Cardinalis cardinalis</i>	R	ambos
Cardinalidae	<i>Pheucticus ludovicianus</i>	M	ambos
Cardinalidae	<i>Cyanocompsa parellina</i>	R	PMM
Cardinalidae	<i>Passerina caerulea</i>	M	ambos
Cardinalidae	<i>Passerina cyanea</i>	M	ambos
Cardinalidae	<i>Passerina ciris</i>	M	PMA
Icteridae	<i>Quiscalus mexicanus</i>	R	ambos
Icteridae	<i>Molothrus aeneus</i>	R	ambos
Icteridae	<i>Icterus dominicensis</i>	R	ambos
Icteridae	<i>Icterus spurius</i>	R	PMM
Icteridae	<i>Icterus cucullatus</i>	R	ambos
Icteridae	<i>Icterus chrysater</i>	R	PMM
Icteridae	<i>Icterus auratus</i>	R	ambos
Fringillidae	<i>Euphonia affinis</i>	R	ambos
Fringillidae	<i>Spinus psaltria</i>	R	ambos

---

**Apéndice 12.** Artículo aceptado en la Revista Brenesia para su publicación.

**Composición de especies de aves en pastizales inducidos de matrices de origen antropogénico y mixto en la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos, Yucatán, México**  
**Bird species composition of anthropogenic and mixed pasturelands matrixes of Ria Lagartos Biosphere Reserve, Yucatan, Mexico**

*María Fernanda Cepeda-González<sup>1</sup>, Griselda Escalona-Segura<sup>1</sup>, Jorge Luis Montero-Muñoz<sup>2</sup>, Martha Elena Méndez-González<sup>3</sup>, Carmen Pozo-de la Tijera<sup>4</sup> y Silvia Hernández-Betancourt<sup>5</sup>*

<sup>1</sup> ECOSUR Unidad Campeche, calle 10 por 61, C.P. 24000, Centro, Campeche, Campeche, México. [mafercepeda@prodigy.net.mx](mailto:mafercepeda@prodigy.net.mx), [gescalon@ecosur.mx](mailto:gescalon@ecosur.mx)

<sup>2</sup> CINESTAV Unidad Mérida, Km.6 antigua carretera a Progreso, Apdo. Postal 73, Cordemex, C.P. 97310, Mérida, Yucatán, México. [jmontero@mda.cinvestav.mx](mailto:jmontero@mda.cinvestav.mx)

<sup>3</sup> CICY, calle 43 no.130, Col. Chuburná de Hidalgo, C.P. 97205, Mérida, Yucatán, México. [mar@cicy.mx](mailto:mar@cicy.mx)

<sup>4</sup> ECOSUR Unidad Chetumal, Av. Centenario Km.5.5, C.P. 77014, Chetumal, Quintana Roo, México. [cpozo@ecosur.mx](mailto:cpozo@ecosur.mx)

<sup>5</sup> UADY, carretera Mérida-Xmatkuil Km. 15.5, Apdo. Postal 4-116, Iztimná, C.P. 97100, Mérida, Yucatán, México. [hbetanc@tunku.uady.mx](mailto:hbetanc@tunku.uady.mx)

Key words: Ria Lagartos Reserve, matriz quality, matriz influence, avifauna, birds.

**Abstract.** Currently, livestock is still a widespread activity in the southeast of Mexico, disrupting areas that are still available for wildlife. Yucatan is the most deforested state in southeastern Mexico, where protected areas play an important role for biodiversity conservation. There are two kinds of pasturelands in Ria Lagartos Biosphere Reserve and its influence zone: those completely surrounded by an agricultural matrix and those bounded by a mixed matrix of agricultural lands, native vegetation and natural water bodies. We studied the avifauna of the two types of pasturelands, using 30 count points in two different areas. We analyzed the kind of matrix that surrounds pasturelands through the Surrounding Matrix Index. Then we defined two types of pasturelands: anthropogenic matrix pasturelands (AMP) and mixed matrix pasturelands (MMP). There were 3 104 individuals of 102 bird species, of which, 13,8% were exclusively found in AMPs (mostly species of open areas) and 27,4% were exclusive of MMP (mostly forest-edge species). It was also found that bird species composition differed between pasturelands; MMP were the most heterogeneous. An analysis of dispersion homogeneity showed that pasturelands are different in species composition variability Differences were apparently due to matrix quality, since MMPs matrix has better quality (higher native vegetation cover) than AMPs, offering a greater variety of resources.

**Resumen.** Actualmente, la ganadería sigue siendo una actividad ampliamente distribuida en el sureste de México, alterando áreas que aún están disponibles para la vida silvestre. Yucatán, es el estado más deforestado del sureste mexicano, donde las áreas protegidas juegan un importante rol para la conservación de la biodiversidad. En la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos y su zona de influencia existen dos tipos de pastizales inducidos: aquellos rodeados por una matriz totalmente agropecuaria y aquellos rodeados por una matriz combinada de tierras agropecuarias, áreas con vegetación nativa y cuerpos de aguas

naturales. Se estudió la avifauna de los dos tipos de pastizales inducidos, usando 30 puntos de conteo en dos áreas diferentes. Se analizó el tipo de matriz que rodea a los pastizales inducidos por medio del Índice de Matriz Circundante (IMC), definiendo dos tipos de pastizales inducidos: pastizales inducidos de matriz antropogénica (PMA) y pastizales inducidos de matriz mixta (PMM). Se registraron 3 104 individuos pertenecientes a 102 especies de aves. El 13,75% se encontraron de forma exclusiva en los PMA y 27,44% en los PMM. Asimismo se encontró que la composición de especies de aves fue diferente entre los pastizales inducidos siendo los PMM más heterogéneos. Un análisis sobre la homogeneidad de dispersión de matrices mostró que los pastizales inducidos son diferentes en la variabilidad de composición de especies. Las diferencias aparentemente se deben a la calidad de la matriz, ya que los PMM cuentan con una de mejor calidad que los PMA, pudiendo ofrecer mayor variedad de recursos.

La biodiversidad ha sido abordada desde una gran variedad de perspectivas y desde donde han surgido diversas propuestas para tratar de comprender procesos tales como extinción y recolonización. Entre las propuestas más conocidas está la de McArthur & Wilson (1967) sobre biogeografía de islas y la teoría de metapoblaciones (Levins 1969, Hanski 1999). En ambos casos se contempla a la matriz como un océano que aísla a los fragmentos de hábitat. Sin embargo, es necesario primero definir el concepto de matriz. Se considera que la matriz es el elemento que excede la suma de las áreas de todos los demás elementos, conectando y rodeando los elementos independientes y que tiene la mayor influencia sobre la dinámica del paisaje (Forman & Godron 1986, Aberg *et al.* 1995). Bajo dicho concepto es necesario llevar a cabo una reevaluación de la importancia de la matriz. No todas las matrices son océanos en el sentido del total aislamiento de los fragmentos, sino que dentro de ésta se pueden llevar a cabo procesos importantes para los fragmentos y para el paisaje



mismo. Por lo tanto es importante indagar el grado en que la matriz se aproxima al clásico océano de la biogeografía de islas y cuáles serían las posibles consecuencias cuando no es así (Vandermeer *et al.* 2001). En este sentido, Ricketts (2001) plantea que aunque los hábitats terrestres suelen estar rodeados de un mosaico complejo de otros tipos de coberturas, con o sin influencia antropogénica, cada tipo de cobertura presenta diferente resistencia al movimiento de individuos entre fragmentos, por lo que estos se verán más o menos aislados dependiendo, no sólo de la distancia entre ellos, sino del tipo de matriz presente. Por ello, es posible plantear algunas consecuencias de cuando la matriz no representa un océano que aísla a los fragmentos: mayor movimiento de especies de un fragmento a otro, mayor rango de hogar para especies de amplia capacidad de desplazamiento, uso de diversos tipos de hábitat por una misma especie, etc. Obviamente las consecuencias variarán de acuerdo a las capacidades y requerimientos de cada especie. La influencia de la matriz varía de acuerdo a la calidad de la misma. Existen matrices de alta calidad y otras que verdaderamente se convierten en océanos inhóspitos para las especies terrestres. Para el caso de éstas últimas, la matriz representa una barrera que convierte al fragmento en una isla, imposibilitando que las especies dentro de éste puedan hacer uso de otros fragmentos o elementos presentes en la matriz. Así, las matrices de alta calidad brindan a las especies, oportunidades de uso de los recursos presentes en diversos tipos de hábitats. Suelen ser heterogéneas con mayor presencia de cobertura vegetal nativa y menores extensiones de coberturas agropecuarias, por lo que permite la dispersión de los individuos de un fragmento a otro.

En años recientes se reconoce la importancia de la matriz en la distribución de especies. Dependerá de lo abrupto del borde, que éste se llegue a convertir en un “cuello de botella” impidiendo la dispersión hacia afuera o, por el contrario, que sea suave y gradual, promoviendo que los individuos puedan dispersarse mejor (Haynes & Cronin 2003).

Especies con altos requerimientos de hábitat, baja capacidad de dispersión y alta especialización percibirán a las zonas agropecuarias como altamente hostiles. Por otro lado, la matriz puede proveer hábitats alternativos y permitir la “invasión” de otros fragmentos. Así, la composición de la matriz en el paisaje también puede determinar la extensión del borde, área y los efectos de aislamiento sobre los fragmentos (Rodewald 2003).

En un paisaje, el uso del suelo, tiene efectos sobre la riqueza y abundancia de fauna en los fragmentos cercanos (Rodewald 2003). En el caso en donde los usos representan la sustitución total de la cobertura nativa (desarrollos urbanos, pastizales, agricultura) la riqueza y abundancia de las especies de fauna originales disminuirá notablemente, ya que representa la pérdida de su hábitat. Es probable que otras nuevas especies, nativas o exóticas, lleguen a habitar dichas áreas, pero no por ello estarán contribuyendo con diversidad representativa del lugar original. Otros usos como la silvicultura, no representan la sustitución del hábitat, sino su alteración por lo que diversidad del área se verá menos afectada, pudiendo ser que aquellas especies sensibles sean las que tiendan a desaparecer. Por ello, el análisis de la importancia de la matriz en un paisaje, ha ido creciendo.

En este trabajo, el enfoque muestra otra perspectiva, más *ad hoc* a los retos que enfrenta la conservación y el manejo, ya que el estudio no se centra en los fragmentos de hábitat, sino en los pastizales inducidos como elementos que también están involucrados en la dinámica del paisaje y que son utilizados por diversas especies de aves. Así, la hipótesis que se plantea es que los dos tipos de pastizales inducidos estudiados presentan una composición de especies diferente. Los pastizales inducidos con mayor Índice de Matriz Circundante (IMC-que es una representación numérica del tipo de matriz que rodea a los sitios de muestreo, yendo desde coberturas vegetales nativas hasta antropogénicas) presentan mayor heterogeneidad que los pastizales inducidos con menor IMC.

## MATERIAL Y MÉTODOS

**Sitio de estudio.** Este estudio se llevó a cabo en un período de 12 meses (mayo de 2008 a abril de 2009) en la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos (RBRL), Yucatán, México. La RBRL se localiza en la costa noreste del estado de Yucatán (en las coordenadas extremas 21° 37' 29,56''-21° 23' 00,96'' N; 88° 14' 33,35''-87° 30' 50,67'' O) en los municipios de San Felipe, Río Lagartos y Tizimín, colindando al este con el estado de Quintana Roo. Presenta cinco tipos de vegetación natural: manglar, matorral de duna costera, selva baja caducifolia, selva mediana subperennifolia y selva inundable. También posee áreas de pastizales sembrados para ganado (pastizales inducidos) y vegetación secundaria de diferentes edades, derivada del abandono de pastizales inducidos o zonas quemadas o afectadas por eventos naturales que se encuentran en proceso de regeneración natural. Según SEMARNAT (2007), 53,6% de la extensión de la reserva es de coberturas vegetales nativas (selvas, manglares, petenes, matorral de duna costera), 22,1% de cuerpos de agua (charcas salineras, ría, cenotes), 15,4% de áreas antropogénicas (asentamientos humanos, tierras agropecuarias y pastizales inundables), 5% de vegetación secundaria (de diferentes edades) y 3,9% de playas y blanquiales. Mientras que en su zona de influencia (58 067,9 ha) las coberturas vegetales nativas ocupan 48,5%, las áreas antropogénicas 42,7%, los cenotes 0,3%, la vegetación secundaria 8,5% y playas 0,3% (Vega-Moro & Cepeda-González 2006). La precipitación mensual promedio es de 55,42 mm y se distinguen dos temporadas: secas y lluvias, siendo el mes más seco mayo y el más lluvioso septiembre. Es un área costera por lo que está expuesta a huracanes (julio a noviembre) y nortes (noviembre-marzo). La superficie total de la RBRL es de 60 347,83 ha, con seis zonas

núcleo con una superficie total de 23 681,56 ha y zona de amortiguamiento que posee una superficie total de 36 666,27 ha (SEMARNAT 2007).

**Método de muestreo.** Se realizó la observación de aves en 30 puntos de conteo, seleccionando dos áreas de pastizales inducidos: 15 puntos en un área totalmente agropecuaria (área colindante con la reserva) y 15 puntos en un área con vegetación natural y agropecuaria (área dentro de la reserva, Fig. 1), separados entre sí por lo menos por 350 m (se recomienda como mínimo 250 m. de separación, Ralph, *et al.* 1993). En cada punto se registraron las aves observadas en un radio de 25 metros por 10 minutos (especie y número de individuos), tanto especies migratorias como residentes. Cada punto fue visitado una vez al mes por 12 meses.

**Índice de Matriz Circundante (IMC).** Este índice se creó realizando un análisis de imágenes LANDSAT de 2008 (SPOT 5 J-2A). En cada punto se registró la cobertura vegetal en cada una de las direcciones cardinales (norte, sur, este y oeste) en cinco distancias específicas: colindancia inmediata, 500, 1 000, 2 500 y 5 000 metros. Cada tipo de cobertura vegetal recibió un puntaje: coberturas vegetales antropogénicas (cerca viva, pastizal inducido, suelo desnudo, vegetación secundaria de menos de 5 años) 0 puntos; vegetación natural (duna costera, manglar, selva, vegetación secundaria de más de 5 años) o cuerpos de agua 1 punto. Posteriormente se promediaron las calificaciones de los puntos cardinales en todas las distancias para cada punto, obteniendo un índice que va de 0 a 1, siendo 0 vegetación antropogénica y 1 vegetación natural. Aquellos pastizales inducidos rodeados por coberturas vegetales antropogénicas se definirán como Pastizales inducidos de Matriz Antropogénica (PMA) y los pastizales inducidos que contienen ambos tipos de coberturas (naturales y antropogénicas) se denominarán como Pastizales inducidos de Matriz Mixta (PMM).

**Análisis estadístico.** Con el objetivo de observar el patrón de agrupamiento de los puntos de muestreo calificados por el valor del IMC se aplicó un Análisis de Conglomerados, utilizando el índice métrico con distancia Euclidiana, la cual considera el cero como un valor real (Lengendre & Legendre 1998); en este estudio el valor cero tiene una interpretación directa para el índice. Como método de agrupamiento jerárquico se seleccionó el valor promedio (Sokal & Michener 1958), el cual es el método más simple y exitoso en numerosas aplicaciones.

Para estimar la variación en la composición de especies de aves entre los dos tipos de pastizales inducidos se utilizó el enfoque de ANOVA multivariada permutada (usando 999 permutaciones) basada en una matriz de distancia construida con el índice de Bray-Curtis, usando la subrutina ADONIS; esta prueba mide la diferencia en la composición de especies entre sitios. También se evaluó la variación en la composición de especies en cada uno de los tipos de pastizales inducidos; esta prueba se realizó con la subrutina BETADISPER, la cual es análoga a una prueba de homogeneidad de varianzas de Levine. Ambas subrutinas pertenecen al paquete Vegan (Oksanen *et al.* 2009) del programa R (Development Core Team 2009). Para evitar la correlación temporal se utilizó el total de los datos de cada punto.

## RESULTADOS

**Monitoreo de puntos de observación.** Se registraron 3 104 individuos pertenecientes a 102 especies, de las cuales 28 se encontraron exclusivamente en los PMM, 14 en los PMA (cuadro 1) y las demás en ambos (cuadro 2, Fig. 2). La mayoría de las especies encontradas únicamente en los PMA prefieren las áreas abiertas (e.g. *Myiarchus tuberculifer.*), mientras

que la mayoría de las especies encontradas únicamente en los PMM prefieren la selva (e.g. *Campylorhynchus yucatanicus*) (cuadro 3).

Se encontraron diferencias significativas en la riqueza de especies entre los dos tipos de pastizales inducidos ( $F_{1,28}=3,11$ ,  $p=0,0049$ , Fig. 3), mostrando que los PMM poseen mayor riqueza que los PMA. Asimismo, presentaron diferencias en la composición de especies ( $F_{1,28}=15,89$ ,  $p=0,00044$ ). Sin embargo, las diferencias en la diversidad de especies entre los PMM y los PMA no son solamente cuantitativas sino también cualitativas. En los PMA se encontraron dos especies bajo Protección Especial según la NOM-059-SEMARNAT-2001: *Zenaida aurita* y *Eucometis penicillata*, una especie listada en el Anexo III de CITES: *Ardea alba* y una especie en la Lista Roja de IUCN: *Passerina ciris*. Sin embargo, para el caso de los PMM son cuatro las especies bajo Protección Especial y una en peligro de extinción: *Buteogallus urubitinga*, *Aratinga nana*, *Troglodytes aedon*, *Icterus spurius* y *C. yucatanicus*, respectivamente. Asimismo, se registraron cinco especies listadas en los anexos de CITES: *Ortalis vetula*, *Bubulcus ibis*, *B. urubitinga*, *A. nana* y *Amazona albifrons*. También se registraron dos especies listadas en la Lista Roja de IUCN: *C. yucatanicus* y *Melanoptila glabrirostris*.

Existen muchas otras especies registradas en la reserva, pero que no fueron registradas en los pastizales inducidos, algunas de estas especies son: *Campephilus guatemalensis*, *Hylocichla mustelina*, *Meleagris ocellata*, *Ramphastos sulfuratus*, *Protonotaria citrea*, *Sittasomus griseicapillus*, *Trogon collaris* y *Veniliornis fumigatus*.

**IMC.** Los ámbitos de clasificación del IMC se establecieron de acuerdo al cuadro 4. En el análisis de conglomerados (correlación cofenética = 0,972) se encontraron dos grandes grupos (Fig. 4), uno corresponde a los 15 puntos en la zona antropogénica, denominados pastizales inducidos de matriz antropogénica (PMA) y los otros 15 puntos denominados

pastizales inducidos de matriz mixta (PMM). Los primeros 15 obtuvieron un valor de 0 en el IMC y los segundos obtuvieron valores que van de 0,5 a 0,8125 en el IMC con un coeficiente de variación de 15,26%. Es importante enfatizar que en el caso de los PMA la presencia de árboles era mínima, mientras que en el caso de los PMM había mayor presencia de árboles dentro de los pastizales inducidos mismos.

## DISCUSIÓN

La conversión de los bosques tropicales a tierras agropecuarias, en particular pastizales inducidos, altera notablemente la composición de la comunidad de aves y reduce la diversidad de vida silvestre. Estos efectos se derivan, en gran parte, a la actividad misma del ganado, que al pastorear y transitar por un área remueve cobertura vegetal, compacta el suelo que a su vez disminuye la filtración del agua, entre otros. Además, existe una gran cantidad de efectos directos e indirectos que, finalmente recaen en la biodiversidad del sitio (Saab & Petit 1992).

Estos mismos autores encontraron una mayor riqueza (2 a 4 veces mayor) de especies de aves residentes en áreas boscosas que en pastizales inducidos, asimismo, 1,5 veces mayor riqueza de especies de aves migratorias en zonas boscosas. A pesar de que existen una gran variedad de estudios (*e.g.* Lynch 1989, Robbins *et al.* 1989) donde se plantea que algunas especies de aves migratorias prefieren las zonas agropecuarias, Saab & Petit (1992) enfatizan que dicha preferencia sucede cuando la intensidad del manejo disminuye, por lo que las zonas agropecuarias intensivas no son las áreas que prefieren.

Lo anterior muestra el gran impacto que llegan a tener las tierras agropecuarias sobre las aves. Cuando se plantea que una matriz es de carácter antropogénico, es decir que las tierras son predominantemente agropecuarias, el efecto que se espera tener sobre la

diversidad de aves en el paisaje es drástico. Así, la calidad de la matriz puede ser determinante para la diversidad de avifauna en un paisaje, como es el caso de este estudio. En la RBRL, es claro el efecto de la matriz que rodea a ambos tipos de pastizales inducidos en los que se trabajó. Para el caso de los PMM, según el IMC, la calidad de la matriz es mejor que en los PMA, ya que estos últimos están rodeados, por lo menos en cinco kilómetros, de pastizales inducidos únicamente, mientras que en los PMM, la matriz se compone de pastizales inducidos y vegetación nativa (manglares, selvas, petenes, etc.). La influencia de la matriz la explican Vandermeer *et al.* (2008) quienes resaltan que, a pesar de que las especies encontradas en ésta pueden ser muy diferentes a aquellas encontradas en los fragmentos, la matriz puede contener especies fugitivas u oportunistas que hacen uso de los recursos presentes, por lo que dependerá de su calidad la oferta de dichos recursos y el tipo de especies que contenga. Asimismo, destacan la importancia de aquellas matrices de “alta calidad” para la conservación de la biodiversidad. Esta perspectiva ayuda a comprender la importancia de la matriz en el caso la RBRL, donde las diferencias de la calidad de la matriz son notables y, aparentemente esto influye en las especies de aves presentes en ambos tipos de pastizales inducidos. Asimismo, dichos autores explican que un aspecto relacionado con la biodiversidad es que la matriz, en sí misma, puede proveer de refugio a especies que de otra manera podrían extinguirse a causa de la pérdida de hábitat. Además es posible las especies asociadas a áreas abiertas (claros) o bordes de selva se vean beneficiadas por aspectos como la fragmentación (Vázquez-Pérez *et al.* 2009), por lo que las matrices de baja calidad les ofrecerían recursos adecuados.

La diferencia en la calidad de la matriz puede ser la razón por la que se presentan variaciones en la composición de especies en ambos pastizales inducidos. Para el caso de los PMA, estos presentaron una mayor homogeneidad en la composición de especies de aves y donde la mayoría de las que se encontraron exclusivamente en este tipo de



pastizales inducidos prefieren áreas abiertas, es decir, se asocian a áreas perturbadas (*e.g. Elaenia flavogaster, Camptostoma imberbe*) en tanto que en los PMM sucede lo contrario, ya que la variación de especies fue mayor y la mayoría de las especies exclusivas de éstos prefieren bosques, como es el caso de (*e.g. Pachyramphus aglaiae, O. vetula*). Esto apoya la idea de que la matriz es la principal razón de las diferencias en la composición de especies de los pastizales inducidos, ya que es lógico que en los PMA, dada la baja calidad de la matriz, no permite albergar especies que tengan requerimientos de hábitat más exigentes. Además, las diferencias detectadas en la variación de la composición de especies entre pastizales inducidos, sugiere la diferencia en espacios del nicho ecológico que son utilizados por una mayor cantidad de especies en los pastizales inducidos con mayor variabilidad de cobertura vegetal. Para los PMM, dado que la calidad de la matriz es mejor y más heterogénea, permite albergar especies con requerimientos de hábitat más exigentes (*e.g. C. yucatanicus, Tityra inquisitor, Chloroceryle aenea*), a su vez, estas especies tienen la oportunidad de incursionar en los pastizales inducidos haciendo uso de ese tipo de espacios, aunque no cumplan sus requerimientos de hábitat por sí solos, ya que aunque no viven en ellos, los usan como zonas de forrajeo, como el caso de los halcones y águilas. Estas especies pueden ser consideradas especies de borde (Sisk *et al.* 1997), ya que pueden hacer uso tanto de la matriz como de los pastizales inducidos.

De las especies registradas en la reserva y que no fueron registradas en ninguno de los dos tipos de pastizales inducidos suelen ser especies son de bosque, por lo que su incursión a pastizales inducidos podría ser incidental o incluso nula. Probablemente esta situación es semejante para otras especies de bosque cuyos requerimientos de hábitat son más exigentes, lo que convierte a los pastizales inducidos, para dichas especies, en barreras que interrumpen la continuidad de su hábitat natural, sin importar el tipo de matriz que les rodee y creando zonas aisladas conforme avanza la frontera agropecuaria.

Sin embargo, dado que para las especies de fauna, la cobertura vegetal es fuente de recursos y refugio, en un paisaje heterogéneo existen más dimensiones del nicho alimenticio lo cual favorece al aumento de mayor diversidad, esto promueve que exista una gran variedad de especies de fauna con diversos requerimientos de hábitat (Fernández 2008). Sin embargo, aunque la heterogeneidad en el paisaje promueve una mayor diversidad, no por ello se debe de propiciar la heterogeneidad del paisaje de forma artificial, ya que toda perturbación altera las poblaciones naturales. Asimismo, las perturbaciones de baja intensidad, es decir, aquellas que no eliminan las coberturas vegetales nativas, evitan la dominancia que promueven las perturbaciones de alta intensidad, especialmente de especies invasoras o plaga como el zanate (*Quiscalus mexicanus*). En zonas ganaderas es normal encontrar una gran dominancia de gramíneas. Este es el caso de los pastizales inducidos dentro de la RBRL y su zona de influencia. Las zonas de pastizales inducidos han sustituido a la vegetación nativa por pastos. Esto implica que la disponibilidad de los recursos y refugio que brindaba la vegetación nativa ha desaparecido, pero ahora brinda otro tipo de recursos que pueden ser aprovechados por aquellas especies que prefieren áreas abiertas y que no requieren un hábitat de buena calidad (e.g. *Troglodytes aedon*, *Setophaga fusca*, *Vireo magister*). Bojorges-Baños & López-Mata (2006) plantean que la riqueza y abundancia de especies de aves se encuentra fuertemente relacionada con la riqueza y diversidad de especies de plantas, por lo que es posible comprender que la sustitución de coberturas nativas por pastos, conlleva la pérdida de la riqueza y abundancia de especies de plantas de las que las aves de bosque dependían para su alimentación y refugio. Sin embargo, dichos autores plantean que para lograr la conservación de una mayor diversidad de especies de aves, habría que incorporar y mantener áreas, de diversas formas y tamaños, de vegetación en diferentes fases de regeneración. Lo anterior podría ser riesgoso cuando se logre conservar grandes áreas de

bosques maduros, donde, con la justificación del mantenimiento de una mayor diversidad se busquen alterar áreas para someterlas a procesos de regeneración. Por ello, es importante enfatizar que los bosques maduros, aunque pueden contener menor diversidad, la identidad de las especies presentes es relevante en la evaluación de la “calidad de la biodiversidad” que se conserva.

Así, cuando se analiza la diversidad con el fin de conocer la salud ambiental o para tomar decisiones de conservación, no sólo se debe de interpretar la diversidad *per se*, sino el tipo de especies que conforman a cada ensamble, es decir, la identidad de las mismas. En el caso de los pastizales inducidos de la RBRL, es claro que existen diferencias en la composición de especies, pero dada la existencia de especies exclusivas en cada clase de pastizal inducido, el tipo de especies presentes es de gran importancia, ya que demuestra que, para el caso de los PMM, la matriz está aportando especies que dependen de áreas de bosque pero que a su vez, pueden hacer uso de los recursos que ofrecen los pastizales inducidos, mientras que en los PMA, es nula la presencia de especies que dependan del bosque en cualquier nivel, ya que la matriz no ofrece la alternativa de la presencia de fragmentos de coberturas nativas. Por ello, contrario a lo que plantean Bojorges-Baños & López-Mata (2006), se debería considerar que los paisajes naturalmente heterogéneos pueden ser altamente diversos, no así, aquellos donde la heterogeneidad se deriva de actividades antropogénicas, ya que estas perturbaciones pueden llevar a la pérdida de especies con requerimientos de hábitat de alta calidad, aunque aumente el número y/o abundancia de otras especies con requerimientos menos exigentes. El manejo de la matriz puede ser una forma de lidiar con la fragmentación en el paisaje (Vandermeer & Carvajal 2001).

Es importante considerar que la calidad de la matriz es sólo uno de diversos factores que son cruciales para la conservación de la diversidad. Existen otros factores tales como la

calidad del hábitat mismo (Haynes & Cronin 2003), tipo de borde, distancia con otros fragmentos (Aberg *et al.* 1995), composición de la matriz (Ricketts 2001), efecto de borde (Sisk *et al.* 1997), escala (Edenius & Sjoberg 1997), entre otros. También es posible que en ciertos paisajes no se detecten los efectos de la matriz y podría deberse a que los efectos comienzan a notarse cuando se pierde equilibrio en la misma, es decir, cuando en un ambiente fragmentado, las coberturas antropogénicas sobrepasan la extensión de las coberturas nativas.

**Implicaciones para el manejo:** Para fines de manejo, las ventajas de diversidad que brindan los paisajes heterogéneos son relevantes. Para paisajes como los de la RBRL, donde es prácticamente imposible eliminar la actividad humana y por ende, los efectos antropogénicos en la matriz, el mantenimiento de matrices de buena calidad es importante para la conservación de la avifauna. Esta buena calidad puede mantenerse en aquellas áreas donde los pastizales inducidos aún no han eliminado a las coberturas nativas de forma total, sino que se han insertado entre ellas, creando paisajes más heterogéneos pero de manera balanceada con las necesidades de conservación del área (zona de PMM). Sin embargo, como ya se ha demostrado, en esta misma reserva y su zona de influencia, existen otras zonas donde la matriz ya es de muy mala calidad, donde los pastizales inducidos han sustituido por completo a las coberturas nativas (zonas de PMA). En estas áreas, la creación de un paisaje heterogéneo será de mayor dificultad, pero es posible, promoviendo un mejor manejo de pastizales inducidos, insertando elementos que aumenten la riqueza y abundancia de especies de plantas, particularmente árboles y, permitiendo que existan áreas sujetas a regeneración natural, creando una matriz de mejor calidad, al ofrecer fragmentos de vegetación nativa en diferentes estados de sucesión. Así, aunque los paisajes naturalmente heterogéneos son más sanos que aquellos antropogénicos,

se lograría una mejor convivencia de las actividades antropogénicas y la conservación de los recursos naturales, siempre que se consideren las características particulares de cada paisaje y los recursos (materiales, económicos, humanos y de tiempo) disponibles.

### **Agradecimientos**

Agradezco el constante apoyo del personal de la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos, quienes han colaborado para que este trabajo se pudiera llevar a cabo, particularmente a René Kantún Palma y a Miguel López. También agradezco al CONACYT por la beca otorgada (214981/208280) y al El Colegio de la Frontera Sur por la beca otorgada para la conclusión del trabajo de tesis que dio lugar al presente manuscrito.

### **Literatura citada**

Aberg, J., G. Jansson, J. E. Swenson & P. Angelstam. 1995. The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments. *Oecologia* 103: 265-269.

Bojorges-Baños, J. & L. López-Mata. 2006. Asociación de la riqueza y diversidad de especies de aves y estructura de la vegetación en una selva mediana subperennifolia en el centro de Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 77: 235-249.

CITES 2010. Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres. Base de datos de especies de la CITES 2010. En [www.cites.org/esp/resources/species.html](http://www.cites.org/esp/resources/species.html) (diciembre 2010).

Development Core Team. 2009. R: A Language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>

- Edenius, L. & K. Sjöberg. 1997. Distribution of birds in natural landscape mosaics of old-growth forests in northern Sweden: relations to habitat area and landscape context. *Ecography* 20: 425-431.
- Fernández, R. 2008. *Ecología para la agricultura*. Mundi-Prensa. Madrid, España. 223 pp.
- Forman R. & M. Godron. 1986. *Landscape ecology*. Wiley. Nueva York, EE.UU.A. 619 pp.
- Hanski, I. 1999. *Metapopulation ecology*. Oxford University Press. Oxford, Gran Bretaña. 328 pp.
- Haynes, K. & J. Cronin. 2003. Matrix composition affects the spatial ecology of a prairie planthopper. *Ecology* 84: 2856-2866.
- IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.3. En [www.iucnredlist.org/apps/redlist/search](http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/search) (diciembre 2010).
- Legendre P. & L. Legendre 1998. *Numerical ecology*. Elsevier, Amsterdam, Holanda. 853 pp.
- Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of Entomological Society of America* 15: 237-240.
- Lynch, J. 1989. Distribution of overwintering nearctic migrants in the Yucatan Peninsula, I: general patterns of occurrence. *Condor* 91: 515-544.
- MacArthur, R. & E. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press. Nueva Jersey, EE.UU.A. 203 pp.
- Oksanen, J., R. Kindt, P. Legendre, B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M.H. Stevens & H. Wagner. 2009. *Vegan: Community ecology package*. R Package Versión 1.15-3, <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>

- Ralph, J., G. Geupel, P. Pyle, T. Martin & D. Desante. 1993. Handbook of Field Methods for Monitoring Landbirds. United States Department of Agriculture Forest Service. Pacific Southwest Research Station. EE.UU.A. 41 pp.
- Ricketts, T. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist* 158: 87-99.
- Robbins, Ch., J. Sauer, R. Greenberg & S. Droege. 1989. Population declines in North American birds that migrate to the Neotropics. [Proceedings of the National Academy of Sciences](#) 86: 7658-7662.
- Rodewald, A. 2003. The importance of land uses within the landscape matrix. *Wildlife Society Bulletin* 31: 586-592.
- SEMARNAT. 2007. Programa de conservación y manejo de la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. D.F., México. 203 pp.
- Saab, V. & D. Petit. 1992. Impact of pasture development on winter bird communities in Belize, Central America. *Condor* 94: 66-71.
- Sisk, T., M. Haddad & P. Ehrlich. 1997. Bird assemblages in patchy woodlands: modeling the effects of edge and matrix habitats. *Ecological Applications* 7: 1170-1180.
- Sokal, R. R. & C. D Michener. 1958. A statistical methods for evaluating systematic relationships. *University of Kansas Science Bulletin* 38: 1409-1438.
- Vandermeer, J. & R. Carvajal. 2001. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *American Naturalist* 158: 211-220.
- Vandermeer, J., B. Hoffman, S. Krants-Ryan, U. Wijayratne, J. Buff & V. Franciscus. 2001. Effect of habitat fragmentation on gypsy moth (*Lymantria Dispar* L.) dispersal: the quality of the matrix. *American Midland Naturalist* 145: 188-193.

- Vandermeer, J., I. Perfecto, S. Philpott & M. J. Chappell. 2008. Reenfocando la conservación en el paisaje: la importancia de la matriz,. *In* C. Harvey & J. Sáenz (ed.). Evaluación y conservación de la biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. Instituto Nacional de Biodiversidad. San José, Costa Rica. Pp. 75-104
- Vázquez-Pérez, J. R., P. L. Enríquez & J. L. Rangel-Salazar. 2009. Diversidad de aves rapaces diurnas en la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80:203-209.
- Vega-Moro, A. & M. F. Cepeda-González (compiladores). 2006. Planeación para la Conservación de la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos. Colaboradores R. Durán, M. Méndez, S. García-Peregrina, M. Andrade-Hernández, E. Acosta-Lugo, J. C. Faller-Menéndez, C. Lasch-Thaler, D. Bermúdez, E. Galicia-Zamora & R. Kantún-Palma. Pronatura Península de Yucatán y The Nature Conservancy. Yucatán, México. 131 pp.



**Cuadro 1.** Especies encontradas de forma exclusiva en cada tipo de pastizal inducido, su estatus migratorio y de protección según CITES y la NOM-059-ECOL-2001 (Estatus: **R** = residente, **M** = migratoria, CITES: **A-II** = Apéndice II, **A-III** = Apéndice III, NOM: **Pr** = bajo protección especial, **P** = en peligro de extinción; IUCN: **NT**=cerca de estar amenazada). Información obtenida de puntos de observaciones mensuales de junio de 2008 a mayo de 2009.

Familia	Especie	Estatus	Protección	Tipo de pastizal inducido
Cracidae	<i>Ortalis vetula</i>	R	CITES A-III	PMM
Anhingidae	<i>Anhinga anhinga</i>	R		PMM
Ardeidae	<i>Ardea alba</i>	R	CITES A-III	PMA
Ardeidae	<i>Bubulcus ibis</i>	R	CITES A-III	PMM
Ardeidae	<i>Nyctanassa violacea</i>	R		PMM
Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	R		PMM
Accipitridae	<i>Buteogallus urubitinga</i>	R	CITES A-II y III, Pr	PMM
Accipitridae	<i>Buteo nitidus</i>	R		PMM
Rallidae	<i>Porzana carolina</i>	M		PMA
Columbidae	<i>Zenaida aurita</i>	R	Pr	PMA
Psittacidae	<i>Aratinga nana</i>	R	CITES A-II, Pr	PMM
Psittacidae	<i>Amazona albifrons</i>	R	CITES A-II	PMM
Cuculidae	<i>Piaya cayana</i>	R		PMA
Cuculidae	<i>Geococcyx velox</i>	R		PMA
Momotidae	<i>Eumomota superciliosa</i>	R		PMM
Alcedinidae	<i>Chloroceryle aenea</i>	R		PMM

Picidae	<i>Dryocopus lineatus</i>	R		PMM
Tyrannidae	<i>Camptostoma imberbe</i>	R		PMA
Tyrannidae	<i>Elaenia flavogaster</i>	R		PMA
Tyrannidae	<i>Empidonax flaviventris</i>	M		PMM
Tyrannidae	<i>Empidonax minimus</i>	M		PMM
Tyrannidae	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	R		PMA
Tyrannidae	<i>Tyrannus couchii</i>	R		PMM
Tyrannidae	<i>Pachyramphus aglaiae</i>	R		PMM
Tyrannidae	<i>Tityra inquisitor</i>	R		PMM
Vireonidae	<i>Vireo flavoviridis</i>	M		PMM
Vireonidae	<i>Vireo magister</i>	R		PMA
Troglodytidae	<i>Campylorhynchus</i> <i>yucatanicus</i>	R	P, IUCN-NT	PMM
Troglodytidae	<i>Thryothorus maculipectus</i>	R		PMA
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	R	Pr	PMM
Mimidae	<i>Melanoptila glabrirostris</i>	R	IUCN-NT	PMM
Parulidae	<i>Setophaga americana</i>	M		PMA
Parulidae	<i>Setophaga petechia</i>	M		PMM
Parulidae	<i>Setophaga fusca</i>	M		PMA
Parulidae	<i>Setophaga palmarum</i>	M		PMM
Thraupidae	<i>Eucometis penicillata</i>	R	Pr	PMA
Thraupidae	<i>Cyanerpes cyaneus</i>	R		PMM
Cardinalidae	<i>Habia fuscicauda</i>	R		PMM
Cardinalidae	<i>Cyanocompsa parellina</i>	R		PMM
Cardinalidae	<i>Passerina ciris</i>	M	IUCN-NT	PMA

Icteridae	<i>Icterus spurius</i>	R	Pr	PMM
Icteridae	<i>Icterus chrysater</i>	R		PMM

**Cuadro 2.** Especies encontradas en ambos tipos de pastizales inducidos, su estatus migratorio y de protección según CITES y la NOM-059-ECOL-2001 (Estatus: **R** = residente, **M** = migratoria, **R/M** = especie con población residente y migratoria; CITES: **A-II** = Apéndice II, **A-III** = Apéndice III; NOM: **Pr** = bajo protección especial, **A** = amenazada, **E** = endémica). Información obtenida de puntos de observaciones mensuales de junio de 2008 a mayo de 2009.

Familia	Especie	Estatus	Protección
Anatidae	<i>Anas discors</i>	M	
Odontophoridae	<i>Colinus nigrogularis</i>	R	
Ardeidae	<i>Egretta thula</i>	R	
Ciconiidae	<i>Mycteria americana</i>	R/M	Pr
Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	R	
Accipitridae	<i>Buteogallus anthracinus</i>	R	CITES A-II y III, Pr
Accipitridae	<i>Buteo brachyurus</i>	R	CITES A-II y III
Falconidae	<i>Caracara plancus</i>	R	CITES A-II, E
Falconidae	<i>Falco columbarius</i>	M	CITES A-II
Jacaniidae	<i>Jacana spinosa</i>	R	
Columbidae	<i>Columbina passerina</i>	R	
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	R	
Columbidae	<i>Zenaida asiatica</i>	R	
Columbidae	<i>Leptotila verreauxi</i>	R	
Cuculidae	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	R	

Momotidae	<i>Momotus momota</i>	R	
Picidae	<i>Melanerpes pygmaeus</i>	R	
Picidae	<i>Melanerpes aurifrons</i>	R	
Picidae	<i>Picoides scalaris</i>	R	
Tyrannidae	<i>Contopus cinereus</i>	R	
Tyrannidae	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	R	
Tyrannidae	<i>Myiarchus yucatanensis</i>	R	
Tyrannidae	<i>Megarynchus pitangua</i>	R	
Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	R	
Tyrannidae	<i>Myiozetetes similis</i>	R	
Tyrannidae	<i>Tyrannus melancholicus</i>	R	
Vireonidae	<i>Vireo griseus</i>	M	A
Vireonidae	<i>Vireo pallens</i>	R	Pr
Vireonidae	<i>Vireo olivaceus</i>	M	
Corvidae	<i>Cyanocorax yncas</i>	R	
Corvidae	<i>Psilorhinus morio</i>	R	
Corvidae	<i>Cyanocorax yucatanicus</i>	R	
Hirundinidae	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	M	
Hirundinidae	<i>Hirundo rustica</i>	M	
Hirundinidae	<i>Baeolophus ridgwayi</i>	R	
Sylviidae	<i>Polioptila albiloris</i>	R	
Turdidae	<i>Turdus grayi</i>	R	
Mimidae	<i>Dumetella carolinensis</i>	M	
Mimidae	<i>Mimus gilvus</i>	R	
Parulidae	<i>Setophaga dominica</i>	M	

Parulidae	<i>Geothlypis trichas</i>	M
Parulidae	<i>Geothlypis poliocephala</i>	R
Thraupidae	<i>Saltator atriceps</i>	R
Emberizidae	<i>Volatinia jacarina</i>	R
Emberizidae	<i>Sporophila torqueola</i>	R
Emberizidae	<i>Tiaris olivaceus</i>	R
Emberizidae	<i>Peucaea botterii</i>	R
Cardinalidae	<i>Piranga roseogularis</i>	R
Cardinalidae	<i>Piranga rubra</i>	M
Cardinalidae	<i>Cardinalis cardinalis</i>	R
Cardinalidae	<i>Pheucticus ludovicianus</i>	M
Cardinalidae	<i>Passerina caerulea</i>	M
Cardinalidae	<i>Passerina cyanea</i>	M
Icteridae	<i>Quiscalus mexicanus</i>	R
Icteridae	<i>Molothrus aeneus</i>	R
Icteridae	<i>Icterus dominicensis</i>	R
Icteridae	<i>Icterus cucullatus</i>	R
Icteridae	<i>Icterus auratus</i>	R
Fringillidae	<i>Euphonia affinis</i>	R
Fringillidae	<i>Spinus psaltria</i>	R

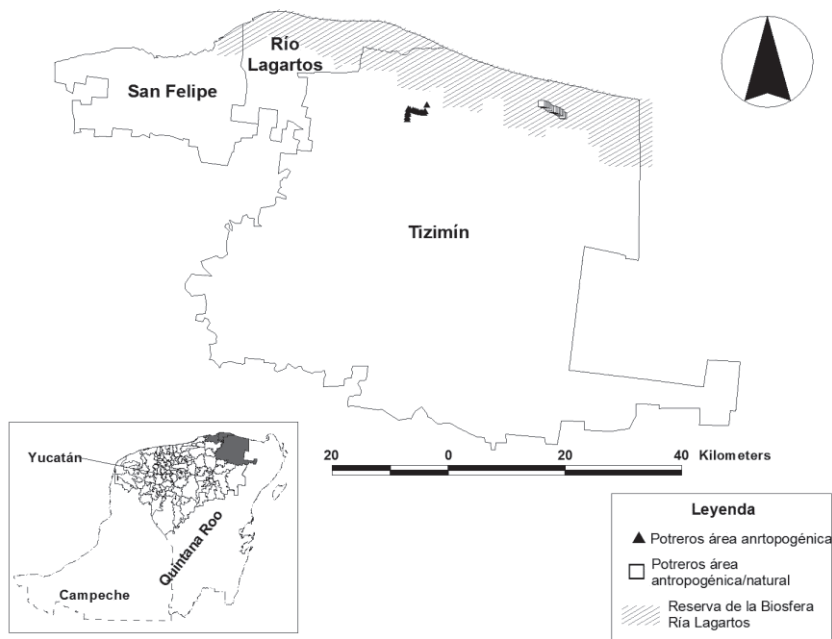
**Cuadro 3.** Tipo de hábitat preferido por las especies de aves encontradas de forma exclusiva en cada tipo de pastizal inducido (PMA= pastizales inducidos de matriz antropogénica, PMM= pastizales inducidos de matriz mixta).

Tipo de hábitat	No. de especies en PMA	No. de especies en PMM
Áreas abiertas	6	2
Áreas semiabiertas	4	4
Bosque-borde	4	22
<i>Total</i>	<i>14</i>	<i>28</i>

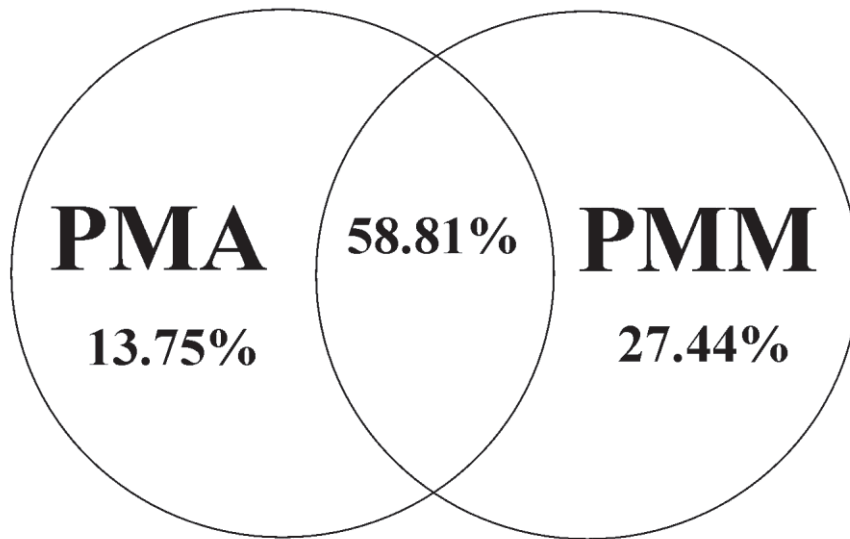
**Cuadro 4.** Ámbitos de clasificación del Índice de Matriz Circundante (IMC)

Rango del valor del IMC	Tipo
0-0,15	Matriz antropogénica
0,151-0,85	Matriz mixta
0,851-1	Matriz natural

## LEYENDAS DE FIGURAS

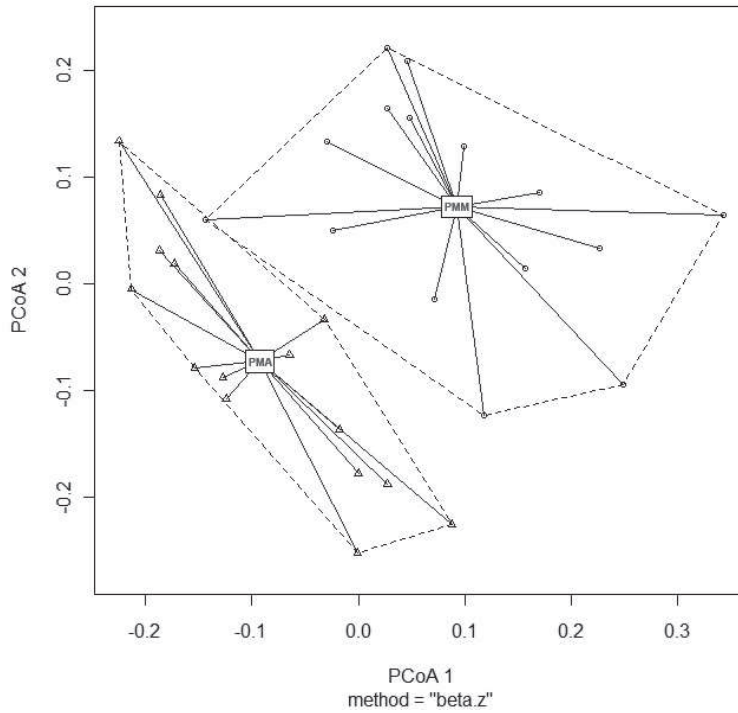


**Figura 1.** Ubicación de la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos y los puntos de conteo de aves, Yucatán, México.

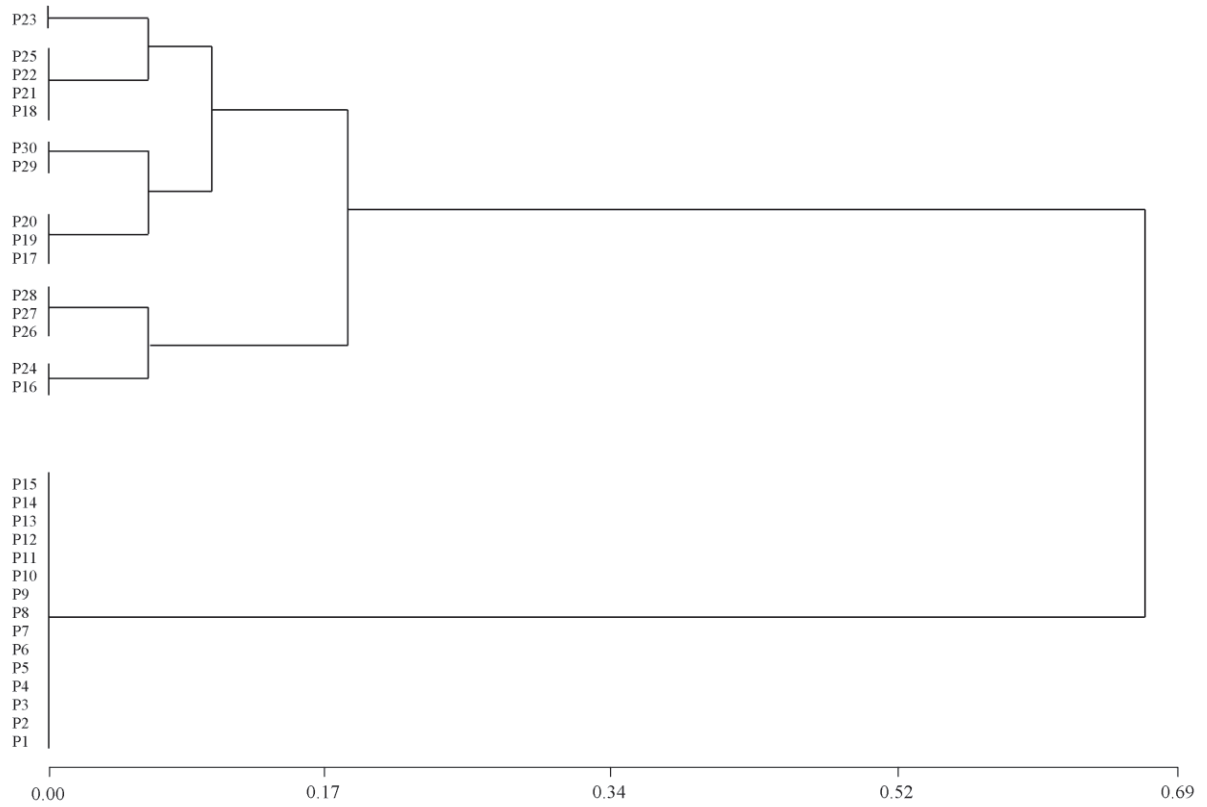


**Figura 2.** Porcentaje de especies de aves encontradas en común y de forma exclusiva en ambos tipos de pastizales inducidos (PMA= pastizales inducidos de matriz antropogénica, PMM= pastizales inducidos de matriz mixta).





**Figura 3.** Gráfico “spider-plot” que muestra los resultados del análisis de dispersión multivarada de homogeneidad de matrices, donde se muestran diferencias ( $F_{1,28}=15,89$ ,  $p=0,00044$ ) en la variación de la composición de especies entre los dos tipos de pastizales inducidos PMA y PMM (PMA= pastizales inducidos de matriz antropogénica, PMM= pastizales inducidos de matriz mixta; los ejes se expresan en Coordenadas Principales).



**Figura 4.** Análisis de conglomerados para el IMC de los pastizales inducidos en la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos (correlación cofenética=0,972).