

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO



**EFFECTO DE LA VEGETACIÓN SOBRE LA AVIFAUNA DE UNA
PORCIÓN DE MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO, EN EL
MUNICIPIO DE LINARES, N. L.**

TESIS DE MAESTRÍA.

COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS FORESTALES.

PRESENTA:

BIOL. HERNALDO PADILLA RANGEL.

LINARES, NUEVO LEÓN, MÉXICO.

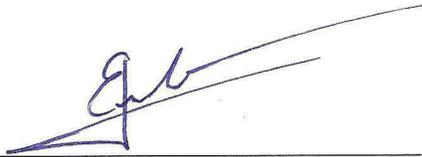
ENERO DE 2013.

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES**

SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO

**EFFECTO DE LA VEGETACIÓN SOBRE LA AVIFAUNA DE UNA
PORCIÓN DE MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO, EN EL
MUNICIPIO DE LINARES, N. L.**

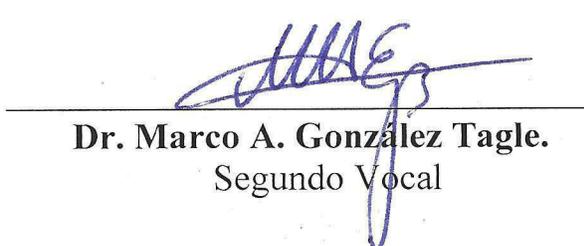
COMITÉ DE TESIS:



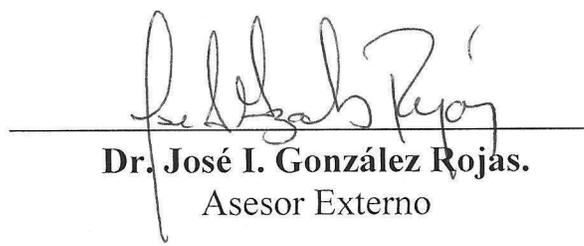
Dr. Enrique Jurado Ybarra.
Director.



Dr. Javier Jiménez Pérez.
Primer Vocal



Dr. Marco A. González Tagle.
Segundo Vocal



Dr. José I. González Rojas.
Asesor Externo

LINARES, NUEVO LEÓN, MÉXICO.

ENERO DE 2013.

A todos los profesionales de la biología y manejo de recursos naturales, nacionales o extranjeros, a los observadores de aves, expertos o aficionados y a todos los rancheros y ejidatarios que involucrados en la conservación de la biodiversidad y maravillados de la belleza estética y cantos de las aves mexicanas se comprometen con México y la protección y conservación de sus recursos naturales.

Agradecimientos.

Al comité de tesis: Dr. Enrique Jurado Ybarra, Dr. Javier Jiménez Pérez, Dr. Marco Aurelio González Tagle y Dr. José Ignacio González Rojas, por la revisión y correcciones al escrito y por la guía en el desarrollo de esta investigación.

Al Dr. Jurado, por sus valiosos consejos y recomendaciones en la redacción y forma del escrito, apoyo en la realización de seminarios y presentaciones y por facilitar literatura y equipo de trabajo.

Al Dr. González Rojas, por el apoyo y consejos en el diseño del muestreo de la avifauna.

Al Dr. Oscar Alberto Aguirre Calderón por su valioso apoyo en la logística y financiamiento de las primeras etapas de este proyecto.

Al Dr. Eduardo Treviño, por el préstamo de equipo de campo y binoculares en las primeras etapas del proyecto.

Al Dr. Dino Ulises González Uribe, por su valioso apoyo en análisis estadísticos y por compartir literatura al respecto.

A Pamela Canizales y Jacob Ríos, por acompañarme en algunos de los muestreos.

Al personal de dirección del Centro de Producción Agropecuaria de la UANL por facilitarme el alojamiento en sus dormitorios, hecho importante para la culminación de los muestreos.

Manifiesto que la presente investigación es original y fue desarrollada para obtener el grado de Maestro en Ciencias Forestales. Donde se utiliza información de otros autores se otorgan los créditos correspondientes.

**Biol. Hernaldo Padilla Rangel.
Enero de 2013.**

Índice General.

Sección.	Contenido	Página
1	Introducción general	1
2	Objetivos	3
2.1	General.	3
2.2	Particulares.	3
3	Hipótesis	3
4	Antecedentes	4
4.1	Referentes al conocimiento del cambio e historial de uso de suelo y su efecto sobre las aves.	4
4.2	Referentes al conocimiento del efecto del borde y tipo de borde sobre la avifauna.	6
5	Material y Métodos	9
5.1	Localización del área de estudio.	9
5.2	Clima.	10
5.3	Geología.	10
5.4	Edafología.	10
5.5	Vegetación.	11
5.6	Descripción de los sitios con historial de uso antropogénico.	11
5.7	Descripción de los bordes y el transecto control en el fragmento conservado.	12
5.8	Muestreo de la avifauna.	13
5.9	Análisis estadístico.	14
6	Resultados	16
6.1	Referentes al efecto del historial de uso antropogénico sobre las aves.	16
6.1.1	Análisis de la avifauna.	16
6.1.2	Abundancia por especie.	16
6.1.3	Diversidad y Riqueza de especies.	18
6.1.4	Composición de especies y diversidad	18

	6.1.5	Análisis de gremios Alimenticios	22
	6.2	Referentes al efecto de borde y el interior sobre las aves.	26
	6.2.1	Análisis de la avifauna.	26
	6.2.2	Abundancia por especie.	26
	6.2.3	Diversidad y Riqueza de especies.	27
	6.2.4	Composición de especies y diversidad	28
	6.2.5	Análisis de gremios Alimenticios	32
7		Discusión	35
	7.1	Referente al conocimiento del cambio e historial de uso de suelo y su efecto sobre las aves.	35
	7.2	Referente al conocimiento del efecto de borde y tipo de borde sobre la avifauna.	37
8		Conclusiones	41
9		Conclusión general y recomendaciones	43
10		Literatura Citada	44
		Anexos	
		Anexo I.	
		Anexo II.	
		Anexo III.	
		Anexo IV.	

Índice de Figuras.

Listado de Figuras		
Figura		Página
1	Localización del área de estudio.	9
2	Abundancia relativa por especie en los tres sitios de estudio.	17
3	Dendrograma de Composición de especies, método: UPGMA.	19
4	Dendrograma de Composición de especies, método: Varianza Mínima.	20
5	Dendrograma de Abundancias compartidas, método: UPGMA.	21
6	Dendrograma de Abundancias compartidas, método: Varianza Mínima.	22
7	Abundancia relativa de los gremios alimenticios en los sitios analizados.	23
8	Dendrograma de Composición de gremios, método: Varianza Mínima.	24
9	Dendrograma de Composición de gremios, método: UPGMA.	25
10	Abundancia relativa por especie en los bordes e interior.	26
11	Dendrograma de Composición de especies en bordes e interior, método: UPGMA.	28
12	Dendrograma de Composición de especies en bordes e interior, método: Varianza Mínima.	29
13	Dendrograma de Abundancias compartidas en bordes e interior, método: UPGMA.	30
14	Dendrograma de Abundancias compartidas en bordes e interior, método: Varianza Mínima.	31
15	Abundancias relativas de los gremios alimenticios en los bordes e interior analizados.	32
16	Dendrograma de Composición de gremios en bordes e interior, método: Varianza Mínima.	33
17	Dendrograma de Composición de gremios en bordes e interior, método: UPGMA.	34

Índice de Tablas.

Listado de Tablas		
Tabla		Página
1	Valores de salida para las pruebas de T de una muestra para los sitios analizados.	17
2	Valores de diversidad y riqueza en los tres sitios analizados.	18
3	Valores de salida para las pruebas de T de Hutchenson en los sitios analizados.	18
4	Matriz de similitud del Coeficiente de Jaccard para los sitios analizados.	19
5	Matriz de Distancia euclidiana para los sitios analizados.	20
6	Matriz de similitud del Coeficiente de Sorensen de los sitios analizados.	21
7	Matriz de Distancia euclidiana para los sitios analizados.	22
8	Valores de T y P en las pruebas de T para muestras independientes.	23
9	Matriz de Distancia euclidiana entre los gremios de los sitios analizados.	24
10	Matriz de similitud del Coeficiente de Jaccard de los gremios por sitio.	25
11	Valores de salida para las pruebas de T de una muestra para los bordes e interior.	27
12	Valores de diversidad y riqueza en los bordes e interior analizados.	27
13	Valores de salida para las pruebas de T de Hutchenson en los bordes e interior.	28
14	Matriz de similitud del Coeficiente de Jaccard para los bordes e interior.	29
15	Matriz de Distancia euclidiana en los bordes e interior analizados.	30
16	Matriz de similitud del Coeficiente de Sorensen de los bordes e interior.	31
17	Matriz de Distancia euclidiana en los bordes e interior analizados.	32
18	Matriz de Distancia euclidiana de los gremios de los bordes e interior.	33
19	Matriz de similitud del Coeficiente de Jacard de los gremios en los bordes e interior.	34

Resumen.

En el Noreste de México la pérdida de la biodiversidad es causada principalmente por el cambio de uso de suelo para agricultura y ganadería. La vegetación es el factor más determinante en la composición de la ornitofauna. El objetivo principal de esta investigación fue determinar el efecto de borde y del historial de uso antropogénico sobre las aves, evaluando un sitio conservado y dos con historial de uso. Se establecieron nueve puntos fijos de conteo por sitio y 10 puntos en transectos en los bordes del sitio conservado, espaciados 100m cada uno, donde se registró cada ave avistada y/o escuchada en un radio de 25m, durante los meses de Mayo, Junio y Julio de 2010 y en el periodo Abril-Agosto de 2011, en intervalos de 15 días. Se determinó abundancia, diversidad (H'), riqueza de especies (S) y composición de gremios alimenticios. Se desarrollaron análisis de similitud para medir diversidad β . Se registraron en total 39 especies, 17 familias y 30 géneros. El Cardenal norteño fue la especie más abundante en el estudio. El historial de uso tuvo efecto sobre la composición de aves, de gremios y riqueza de especies, la diversidad fue similar entre los sitios. El efecto de borde y tipo de borde influyó en la riqueza de especies y en la diversidad del interior y un borde abrupto; la composición de especies y gremios fue relativamente similar entre los bordes y diferentes del interior. En los sitios, la vegetación asociada a disturbio y regeneración del matorral, y en los bordes, la estructura vertical y la alta disponibilidad de recursos son probablemente las causas de los cambios en la comunidad de aves del matorral.

Palabras clave: *Biodiversidad, Historial de uso, Efecto de borde, Riqueza, Similitud.*

Summary.

In Northeastern Mexico biodiversity loss is mainly caused by the change of land use for agriculture and livestock. The vegetation is the most determining factor on bird composition. The main objective of this research was to determine the effect of edge and anthropogenic use history on birds, evaluating a conserved site and two with a history of use. Nine fixed counting points were established per site and 10 in transects at the edges of the preserved site, spaced 100m each, where every bird sighted and /or heard in a 25m radius was recorded, during the months of May, June and July 2010 and in the period of April to August 2012, at intervals of 15 days. We determined abundance, diversity (H'), species richness (S) and composition of feeding guilds. Similarity analysis were developed to measure β diversity. A total of 39 species, 17 families and 30 genera were recorded. The Northern Cardinal was the most abundant species in this study. The history of use had an effect on the composition of birds, guilds and species richness, diversity was similar between sites. The effect of edge and edge type was significant in species richness and on the diversity of the interior compared with the abrupt edge. Species composition was relatively similar between edges and different from the interior. In the sites, vegetation associated with disturbances and regeneration, and on the edges, the vertical structure and high resource availability are perhaps the causes of changes in the bird community of the shrubland.

Key words: *Biodiversity, History of use, Edge effect, Richness, Similarity.*

Introducción.

La vegetación provee los requerimientos para anidación, refugio y obtención de alimento necesarios para la sobrevivencia de las aves (Fahrig, 1997), además su complejidad tiene efecto en la abundancia y tipos de éstas presentes en ella (Morrison *et al.*, 1995), la complejidad se refleja en el arreglo horizontal y estratificación vertical, por lo que la estructura de la vegetación es el factor más determinante en la composición de ornitofauna (MacArthur y MacArthur, 1961).

Los cambios en la estructura de la vegetación crean diferentes factores de sobrevivencia alterando la composición de la comunidad de aves. Estos cambios tienen efecto en la abundancia y diversidad de especies, así como en la presencia espacial y temporal de gremios alimenticios, lo cual permite evaluar el grado de afectación o compatibilidad con las medidas de manejo en los hábitats (Martin y Finch, 1995). La conversión de hábitats nativos a tierras de cultivo y pastoreo en gran parte de Norteamérica han provocado la desaparición local de muchas aves residentes y migratorias, sin embargo la apertura del matorral para la agricultura y la ganadería ha generado también condiciones de hábitat adecuadas para muchas especies migratorias (Rodenhouse, *et al.*, 1995).

El matorral espinoso tamaulipeco tiene una larga historia de uso silvoagropecuario desde fines del siglo XVI, lo cual ha sido determinante en la economía del Noreste de México (Rzedowski, 1981). Sin embargo, la falta de planeación en el aprovechamiento de sus recursos naturales es notable (García y Jurado, 2008). Existen diversos estudios que así lo señalan, según el Plan Estatal de Desarrollo de Tamaulipas 2011-2016 (Gobierno del Edo. de Tamaulipas, 2011), el MET es uno de los ecosistemas con mayor pérdida de cobertura vegetales en ese estado, se estima que en los últimos 20 años ha perdido 34% de su superficie debido a su conversión a tierras de cultivo y pastizales; en Nuevo León, Verástegui *et al.* (2000) evaluaron los cambios de uso de suelo en la región citrícola encontrando, de 1970 a 1996 un incremento en el área agrícola de 26 y 45% en las áreas urbanas, mientras que en el MET un decremento del 57.8% de su área o superficie. En Linares, Treviño *et al.* (1997), encontraron resultados similares donde la superficie ocupada por la vegetación disminuyó un

12.28% entre 1973 y 1988 y en 10.03% entre 1988 y 1994. De la superficie ocupada por el matorral en 1994 (58% del territorio municipal) solo el 1% se encontraba con poca alteración. Como resultado de estos hechos, una gran parte de las áreas abiertas para actividades agrícolas, pecuarias o forestales, están ahora cubiertas por vegetación secundaria o en el caso extremo se encuentran desnudas (García y Jurado, 2008).

La eliminación de la vegetación nativa origina el desequilibrio de los ecosistemas y hábitats, lo que trae consigo la creación de “islas remanentes” también denominados “fragmentos” o “parches”, estos remanentes generalmente no son lo suficiente grandes para sostener procesos ecológicos. La fragmentación tiene dos efectos primarios: primero crea nuevos bordes entre los remanentes y la tierra modificada, segundo, el aislamiento crea barreras entre los remanentes (Saunders, 1989).

La pérdida o tala de la cobertura vegetal regularmente crea bordes, mientras que el efecto de borde incrementa la densidad y diversidad de aves (Lay, 1938; Johnston, 1947; Anderson *et al.*, 1977; McElveen, 1979; Strelke y Dickson, 1980). Ésta pérdida de hábitat causa la fragmentación de los ecosistemas y la disminución de la abundancia de algunas aves en los fragmentos remanentes (Robbins, 1979; Whitcomb *et al.*, 1981). La disminución de las aves en fragmentos de bosques resulta del aislamiento y pequeño tamaño de los parches (MacArthur y Wilson, 1967), del incremento en la depredación de nidos en los bordes (Gates y Gysel, 1978), a las respuestas negativas de las aves de interior a los bordes (Kroodsma, 1982), del parasitismo en nidos por parte de tordos (Brittingham y Temple, 1983) y del disturbio propio de la pérdida de la vegetación (Robbins, 1979).

La fragmentación de los bosques o matorrales expone a los organismos permanentes en el fragmento a las condiciones del ecosistema circundante, esto es llamado “efecto de borde” El efecto de borde es el resultado de la interacción entre dos ecosistemas adyacentes cuando éstos han sido separados por una abrupta transición. La yuxtaposición de dos ecosistemas puede tener efecto en ambos (Murcia, 1995).

Objetivos.

.- General.

Determinar a través del análisis del historial de uso antropogénico y del efecto de borde si existen cambios en la diversidad, riqueza y composición de aves, en una porción de Matorral Espinoso Tamaulipeco.

.- Específicos.

- Realizar un análisis de la avifauna presente en sitios de MET con historial de uso y uno relativamente conservado, así como de los bordes del mismo.
- Determinar y comparar las abundancias por especie en los sitios con historial y el conservado, así como los entre los bordes del mismo.
- Estimar y comparar diversidad α , riqueza de especies en los sitios y bordes.
- Estimar la composición de especies y gremios alimenticios, en los sitios y bordes, así como la medición del cambio entre ellos.

Hipótesis.

Existe efecto sobre la avifauna del Matorral Espinoso Tamaulipeco, debido a las condiciones resultantes del uso antropogénico sobre su vegetación y al tipo de vegetación presente en los bordes de un fragmento conservado.

Antecedentes.

- Referentes al conocimiento del cambio e historial de uso de suelo y su efecto sobre las aves.

Los efectos del uso antropogénico sobre la vegetación, fueron evaluados por Alanís (2006) encontrando que las áreas con diferente historial de uso antropogénico presentan valores inferiores de densidad y riqueza de especies, y valores dasométricos (área basal por hectárea, diámetro promedio y altura promedio) en comparación con un área en condición conservada. La composición de especies entre las áreas también resulta diferente a la del sitio conservado.

En el área de Bexar County, Texas, Quillin y Holleman (1918) encontraron 82 especies de las cuales 65 están presentes en el matorral y el resto son acuáticas o semiacuáticas. En el Baño de San Ignacio, Linares, Nuevo León, González (1984) realizó un estudio cualitativo y cuantitativo de las aves presentes en áreas de pantanos y matorral espinoso, encontrando 35 especies asociadas al matorral espinoso tamaulipeco, 26 de éstas exclusivas de estas áreas. González *et al.* (1998) determinaron la composición de aves del municipio de Anáhuac, N.L., encontraron 103 especies, de las cuales 56 estuvieron asociadas al MET y el resto a cuerpos de agua, como la Laguna de Salinillas. En Tamaulipas Ramírez *et al.* (2007) determinaron la lista de aves del matorral presente en varias localidades del estado, registran 171 especies, 91 residentes y 80 migratorias, siendo la familia Anatidae la más abundante con 21 especies.

Solo se conoce un estudio ecológico que describe los efectos de la pérdida o fragmentación del hábitat sobre las aves en el MET, en el cual se evalúa el efecto de tamaño y forma de fragmento sobre las comunidad de aves, encontrando 54 especies asociadas a este tipo de paisaje, donde la riqueza de los fragmentos pequeños es menor en el centro y mayor en los bordes de los fragmentos de mayor tamaño. La composición de gremios alimenticios o grupos funcionales no mostró diferencias con respecto al tamaño de fragmento (González, 1999).

En Norteamérica se han realizado diversos estudios referentes a los efectos del cambio de uso de suelo o pérdida de la vegetación nativa; en Tulsa, Oklahoma Boren *et al.* (1999) evaluaron los cambios en la composición de aves a través de 24 años de cambios en la estructura del

paisaje, utilizando datos del U.S Breeding Bird Survey (BBS) y fotografías aéreas de paisajes con baja y alta densidad de población rural; encontrando principalmente que la pérdida de migrantes neotropicales y el aumento de los generalistas en paisajes de alta densidad de población están fuertemente relacionadas con la pérdida de la vegetación nativa, el desarrollo de caminos y el aumento en la fragmentación del paisaje. En el paisaje de baja densidad de población rural, los cambios del tipo de cobertura vegetal se relacionan con el cambio en la composición de aves mediante el aumento de especies con hábitat de pastizal.

El efecto del cambio de uso de suelo en comunidades riparias y la fragmentación antropogénica sobre las aves fue evaluado a lo largo de siete sistemas hidrológicos en cinco estados del oeste de E.U.A., condujeron muestreos de aves en un gradiente de uso antropogénico: pristino, pristino perturbado, pastoreo extensivo, pastoreo intensivo y agricultura; determinando que de 87 especies con al menos 15 detecciones en dos o más ríos, 44 especies fueron menos comunes en las áreas con disturbio o actividad productiva. Los sitios rodeados por grandes extensiones de hábitat ripario, presentaron en general abundancias altas de aves; en escala regional los sitios de agricultura también presentaron altas abundancias, debido a especies como *Sturnus vulgaris*, *Turdus migratorius* y *Molothrus ater* (Tewksbury *et al.*, 2002).

Las tendencias poblacionales de aves del este y centro de los Estados Unidos, fueron evaluadas a través de datos a nivel estatal de los BBS, se determinó que entre los años 1980 y 1999 las tendencias poblacionales de las aves de pastizal declinaron significativamente con asociación al cambio de uso de suelo, sin embargo no lo fue así para las especies de hábitats arbustivos. La mayoría de las especies afectadas fueron las migrantes de larga distancia, debido a sus patrones de anidación en pastizales. La variabilidad de poblaciones entre estados es fuertemente explicada por los cambios en el paisaje y fue mayor en las especies de pastizal en comparación con las de hábitats arbustivos (Murphy, 2003).

En Colorado, E.U.A, se evaluó la biodiversidad de aves, mesodepredadores y plantas a lo largo de un gradiente de intensidad de uso humano desde reservas naturales hasta zonas de urbanización. Los resultados referentes a aves muestran que las especies comensales del

humano o nidificantes arbóreos muestran densidades mayores en los sitios con urbanización, mientras que los nidificantes del suelo y arbustos, alcanzan mayores densidades en granjas, seguido por las reservas y en sitios de usos mixtos de suelo. Las granjas en este estudio, debido a su paisaje mixto de actividades representan una mejor opción de conservación que las reservas naturales (Maestas, *et al.*, 2003).

Las poblaciones de aves reproductoras en países europeos de reciente afiliación a la comunidad europea sufren amenazas debido al abandono de tierras de agricultura extensiva o tradicional y cambio de uso en la vegetación primaria hacia sistemas de ganadería intensiva. En Hungría, Verhulst *et al.* (2004) monitorearon la densidad y riqueza de aves en viñedos abandonados, de uso extensivo e intensivo. Encontrando que las abundancias por especie y la densidad son más altas en los viñedos de uso extensivo, mientras que la diversidad y riquezas más altas se presentaron en los viñedos abandonados. En cuanto a pastizales, cuatro tipos de manejo fueron monitoreados, abandonados, de uso extensivo, intensivo e intensivo con fertilización. Los pastizales de uso extensivo albergaron mas especies, la diversidad y la densidad fue más alta en los abandonados, debido a la nueva cobertura de arbustos; los pastizales de uso intensivo tuvieron bajos números de especies, baja densidad y diversidad.

.- Referentes al conocimiento del efecto de borde y tipo de borde sobre la avifauna.

La composición de aves de los bordes clasificados como abruptos es similar entre rodales coetáneos mayores a 30 años, debido a las diferencias mínimas en el perfil foliar. El efecto de los bordes entre rodales, sin importar la diferencia en edad o tamaño, es diferente al efecto sobre las aves de bordes entre rodales y campos abiertos (DeGraaf, 1992).

Las características estructurales de los bordes y sus variables medidas, explican la mayor parte de la variación en las abundancias de 4 de 10 especies analizadas en ecosistemas mixtos de coníferas y latifoliadas en Wisconsin, por lo que las estrategias de manejo forestal deben ser desarrolladas para considerar no solo las características del rodal, sino que también de los bordes creados entre los rodales (Hawrot y Niemi, 1996).

En los bordes, los números o densidades bajas de especies asociadas a bosques maduros no son necesariamente causados por la evasión del borde sino más bien por la falta de hábitat óptimo más allá del mismo (Kroodsma, 1984; Rich *et al.*, 1994; King, 1997). Los territorios de *Vireo olivaceus* y *Catharus guttatus* son menos abundantes en los bordes debido a la restricción en áreas de bosque maduro de estas especies, el centro de sus territorios se desplazó la distancia igual al radio del territorio hacia el interior del bosque (King, 1997).

A largo plazo, los bordes resultantes de disturbios antropogénicos influyen la distribución de las aves del sotobosque de maneras muy complejas; interacciones significantes entre la distancia hacia interior, época del año y edad del borde sugieren que los efectos del borde cambian en diferentes escalas temporales, es decir, la “intensidad” del efecto depende de la dinámica del borde y de los mecanismos con los cuales las aves disminuyen dicho efecto. Los promedios de captura de los frugívoros fueron altos en los bordes y el interior, mientras que los insectívoros fueron más abundantes en el interior y los Nectívoros en el borde; los frugívoros fueron más abundantes en el interior del bosque durante los meses secos y los insectívoros fueron más abundantes en los bordes nuevos en comparación de los viejos en los meses húmedos (Restrepo y Gómez, 1998).

Los estudios ecológicos del efecto de la fragmentación, tamaño y posición del fragmento en la diversidad y riqueza de las aves deben de considerar además la proporción del borde. La riqueza de especies en el centro de los fragmentos pequeños es menor y resulta mayor en los bordes de los fragmentos grandes. La composición de gremios no responde al tamaño de fragmento (González, 1999).

La distribución de las aves entre el borde y el interior de un bosque de Chaco es el reflejo del uso del hábitat impuesto por la estructura de la vegetación y del diferencial en la distribución de los recursos alimenticios, especialmente de los frutos. Dejando de lado el relativo aumento de la abundancia en las aves del borde, la alta abundancia significativa de algunos gremios y especies del interior sugiere que las condiciones del borde no son óptimas para estas aves (Kroodsma, 1984; Noss, 1991; Thompson, 1992; López de Casenave, 1998). La abundancia y riqueza de las aves fueron relativamente mayores en los bordes que en el interior. Los

frugívoros, granívoros, insectívoros terrestres e insectívoros cazadores de vuelo alto fueron significativamente más abundantes en el borde mientras que los insectívoros de corteza y los cazadores de vuelo corto lo fueron en el interior (López de Casenave *et al.*, 1998).

La respuesta de aves paserinas a los bordes de bosques fragmentados y la sensibilidad al mismo fue evaluada utilizando gradientes de densidad, donde 4 de las 14 especies más comunes fueron categorizadas como especies de exclusivas del interior. Estas especies evitan los bordes debido a la alteración del microclima, a su estructura vegetal y a la alta densidad de depredadores de nidos cerca de los bordes (Temple, 1986; Murcia, 1995). Conocida esta sensibilidad al borde, es importante para propósitos de manejo conocer la distancia hacia el interior del bosque donde el efecto es observado, esta distancia es llamada ancho de borde (Brand, 2001).

Los bordes son en general hábitats pobres para las aves canoras (Morse y Robinson, 1999; Flaspohler *et al.*, 2001), estas aves evitan los bordes largos entre ecosistemas y los fragmentos de tamaño pequeño dominados por bordes (Parker *et al.*, 2005; Lindell *et al.*, 2007). Desde el punto de vista de la fragmentación de los bosques las aves de los matorrales son especies del borde, tomando en cuenta estudios que comparan el interior de un bosque maduro con el abrupto aclareo para agricultura o desarrollo urbano, los estudios de aves del matorral conducidos en fragmentos de matorrales con regeneración temprana sugieren que las aves de los matorrales en el este de E.U.A. evitan los bordes. La implicación de este conocimiento trae consigo el cuestionamiento sobre el manejo del desmonte o aclareo, siendo mejor para la conservación de las aves del matorral, que se realice un solo aclareo del área necesaria, evitando una forma irregular y minimizando el borde (Schlossberg y King, 2008).

Material y Métodos.

- Localización del área de estudio.

La presente investigación se llevó a cabo en una porción de matorral espinoso tamaulipeco de la planicie costera del golfo, en terrenos de la Facultad de Ciencias Forestales-UANL y un sitio aledaño, ubicados en el municipio de Linares, Nuevo León entre las coordenadas 25° 09' y 24° 33' de la latitud norte, y 99° 54' y 99° 07' de longitud oeste y con una altitud de 350 msnm (Estrada y Marroquín, 1988) (Figura 1).

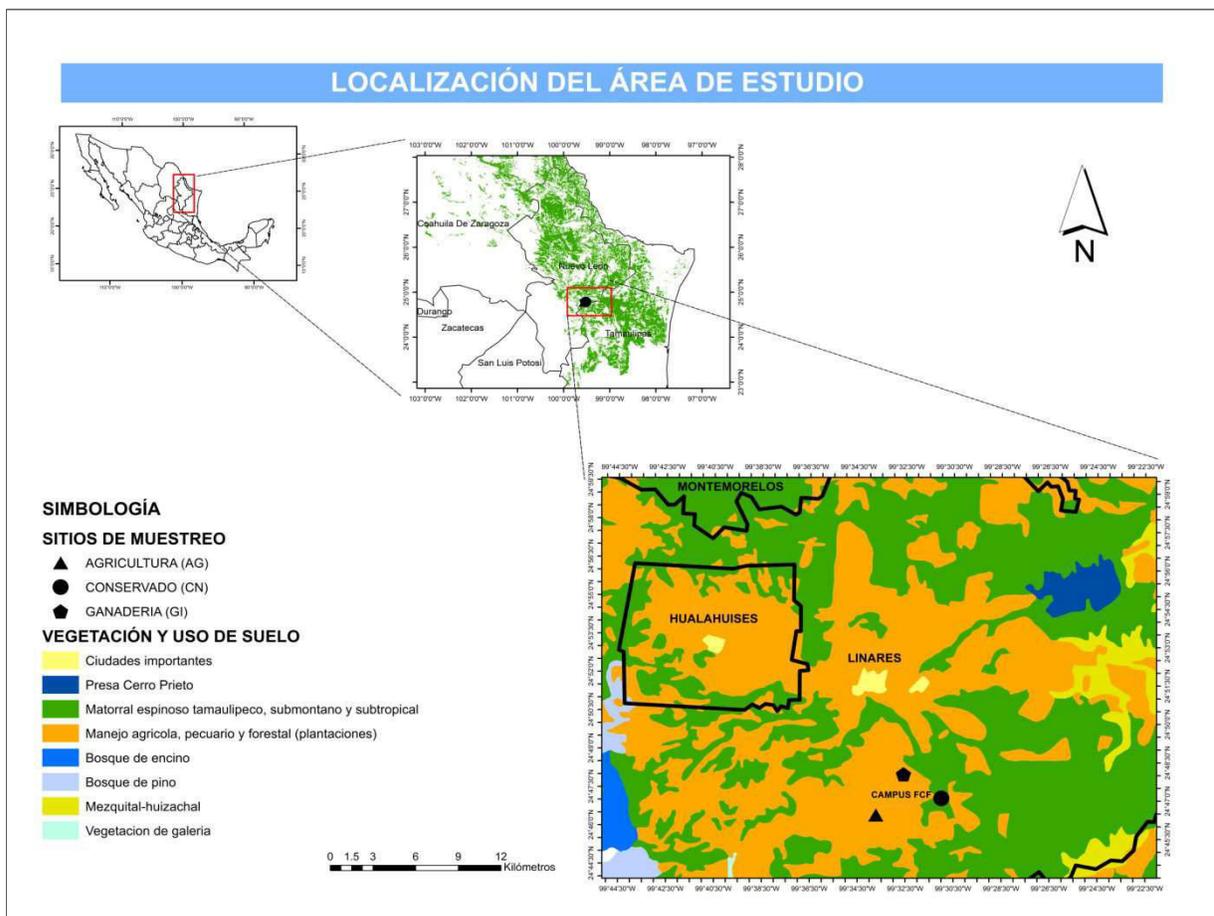


Fig. 1. Localización del área de estudio. *Efecto la vegetación sobre la avifauna de una porción de matorral espinoso tamaulipeco, en el municipio de linares. N.L.*

.- Clima.

El área de estudio según la clasificación de Koppen modificada por García (1973) es (A) C (x') (w") a (e) corresponde a un clima extremoso semicálido-subhúmedo debido a la posición geográfica en la zona subtropical de altas presiones, con influencia de los vientos alisios húmedos y vientos fríos del norte durante el invierno (Cavazos y Molina, 1992). La precipitación pluvial oscila entre los 400 y 1850 mm/año, con un valor promedio de 805 mm. El promedio anual de la precipitación del mes más seco es menor de 40 mm con un porcentaje de lluvia invernal entre 5 y 10.2%. Dicha precipitación se concentra en dos períodos de lluvias estivales (marzo-junio y septiembre-octubre) con un promedio de 560 mm totales. La mayor pluviosidad acontece en el mes de septiembre con un promedio de 170 mm/mes y la menor se presenta en los meses de diciembre y enero con valores de 20-25 mm/mes. El promedio anual de la precipitación del mes más seco es menor de 40 mm con un porcentaje de lluvia invernal entre 5 y 10.2% (Woerner, 1991). La temperatura promedio anual es de 22.4° C con temperaturas mayores a las 40° C en verano e inferiores a 0° C en invierno, con una oscilación diarias cercana a los 15° C en invierno (Cavazos y Molina, 1992).

.- Geología.

El material parental de los suelos de la región se conforma principalmente por lutitas originadas en el Cretácico Superior desplazadas y perturbadas por movimientos aluviales y coluviales del Pleistoceno y Holoceno, encontrando en la base de los lomeríos gravas de caliche con débil cementación, en la parte media de las mismas, se encuentran lutitas del Cretácico Superior y en las partes altas de las mismas gravas con caliche del Pleistoceno con cementación fuerte (Medina, 1995).

.- Edafología.

En el municipio de Linares se pueden identificar varios tipos de suelo como resultado de diversos procesos ligados a la edafogénesis de la región. Entre los tipos de suelo más conspicuos pueden citarse: En la parte de la Sierra Madre Oriental y en lomeríos que corren en

forma paralela a la misma se encuentran suelos de tipo Litosol y Regosol. Los Litosoles caracterizados por ser someros y con una pedregosidad aflorante considerable, en tanto que los Regosoles aparecen como un manto de material suelto situado sobre el centro duro de la tierra. Y los suelos más comunes en el municipio corresponden a los ubicados en las zonas planas y de lomeríos, entre los que destacan los Vertisoles y las Rendzinas. Los Vertisoles son propicios para la actividad agrícola en la zona, en tanto que las Rendzinas aparecen en las lomas con un estrato de cementación poco profundo de tipo caliche. (García y Jurado, 2008)

.- Vegetación.

El matorral espinoso tamaulipeco se compone de 60-80 especies arbustivas y arbóreas, presentando una amplia variación florística, con una alta diversidad en estructura, asociaciones, densidad y altura (Foroughbakhch y Peñaloza, 1988); y cuenta con tres tipos de matorral: 1) matorral alto subinermes; 2) matorral mediano subinermes; 3) matorral alto espinoso con espinas laterales (Treviño, 1996).

Algunas de las especies más comunes en el Matorral Espinoso Tamaulipeco, son las siguientes: *Acacia berlandieri* (Guajillo), *A. farnesiana* (Huizache), *A. rigidula* (Chaparro prieto), *Castella texana* (Granjeno), *Cercidium macrum* (Palo verde), *Cordia boissieri* (Anacahuita), *Diospyros texana* (Chapote negro), *Helietta parvifolia* (Barreta), *Karwinskia humboldtiana* (Coyotillo), *Pithecellobium ebano* (Ebano), *P. pallens* (Tenaza), *Prosopis spp.* (Mezquite), *Yucca filifera* (Yuca o palma china) y *Zanthoxylum fagara* (Colima). (Estrada y Marroquín, 1988; Villalón, 1989).

.- Descripción de los sitios con historial de uso antropogénico.

- Agricultura Intensiva (AG): Este sitio fue desmontado con maquinaria agrícola, durante 5 años se sembró sorgo y maíz de temporal. Se seleccionaron algunas especies de porte arbóreo en el perímetro para formar cerco vivo y/o cortina rompevientos. Presenta por lo menos 27 años de abandono. Se encuentra a menos de 3 km del campus FCF-UANL, en el camino al ejido Vista Hermosa.

- Ganadería Intensiva (GI): Este sitio también sufrió de desmonte con maquinaria agrícola selección de especies de porte arbóreo para sombra, además de la siembra de pastos. En la actualidad presenta cerco de alambre por lo cual está libre de ganado y no se ha utilizado en por lo menos 29 años. Este sitio forma parte de los terrenos del campus de la FCF-UANL.
- Conservado (CN): Este sitio no fue desmontado o utilizado en actividad pecuaria alguna, se realizaba extracción de leña y estantería de manera moderada. Presenta por lo menos 28 años sin uso y en la actualidad es reserva natural de matorral por parte de la FCF-UANL, es llamado Matorral Escuela y tiene fines de enseñanza e investigación.

.- Descripción de los bordes y el transecto control en el fragmento conservado.

- Borde 1 (B1): La vegetación adyacente a este borde ha sufrido practicas de manejo para mejorar el hábitat de la fauna silvestre (formación de franjas y selección de especies) y de la manipulación de sus componentes para convertirla a la ganadería (desmonte y selección de especies). El tipo de borde se considera sutil, ya que conserva el mismo tipo de vegetación del fragmento.
- Borde 2 (B2): La existencia de plantaciones forestales y comerciales, hacen de la vegetación adyacente a este borde diferente en cuanto a tipo y composición de la misma, pero similar en cuanto a la forma (altura promedio y densidad), por lo que se considera como un borde intermedio.
- Borde 3 (B3): Se presenta un cultivo con rotación de sorgo y trigo, por lo que la vegetación adyacente al borde difiere en cuanto a forma y tipo. Se considera un borde abrupto, por el cambio notable en su estructura.
- Interior (IN): Se trata de una brecha en el centro del fragmento utilizada anteriormente por ganado caprino. Debido al abandono y la regeneración propia del matorral se mantiene con vegetación cerrada en algunos puntos. Actualmente es usada solo por la fauna silvestre y como transecto en esta investigación.

.- Muestreo de la Avifauna.

El muestreo de la avifauna se realizó bajo los procedimientos de Ralph (1996), para el caso de los sitios con historial de uso y el conservado, con el método de Puntos Intensivos de Conteo, este método es muy efectivo para representar la avifauna de un lugar en un momento dado; y para los bordes con el Método de Conteo por Transectos con puntos fijos. Los muestreos en puntos intensivos se llevaron a cabo en los meses de Mayo, Junio y Julio de 2010 y en transectos en Abril, Mayo, Junio, Julio y Agosto de 2011. En estos meses se puede representar con más efectividad la avifauna del MET, debido a que la época de crianza y apareamiento de las aves hace más evidente su presencia. La distancia entre los puntos fue de 100 m, distancia recomendada para sitios pequeños (Ralph, 1996). Cada punto fue muestreado 2 veces por mes en intervalos de 15 días, en los cuales se registró la presencia de las aves y su abundancia, fueron contadas todas las aves avistadas y escuchadas en un radio de 25m, se tomó esta distancia debido a la naturaleza densa de los estratos del matorral, en un tiempo máximo de 10 min. Las aves de paso o el vuelo no fueron tomadas en cuenta en este estudio. Los conteos se llevaron a cabo en las primeras horas de la mañana, 6:00 a 11:00 AM, ya que en este periodo del día se presenta la mayor actividad. Se evitó muestrear en condiciones de lluvia y/o llovizna, días nublados o con mucho viento.

Para el avistamiento de las aves se utilizaron binoculares Eagle Optics Denalli 10x42 y para su identificación se utilizó la Guía de Campo a las Aves de Norteamérica de National Geographic (Dunn y Alderfer, 1996), fotografías y cantos de referencia. Para el arreglo sistemático se utilizó el Check-list de la American Ornithologist Union (AOU, 1988), los nombres comunes asignados según Escalante *et al.* (1998) y la determinación del estatus de permanencia temporal fue consultado en el portal de avesmx.net (Berlanga *et al.*, 2008) diseñado por la Comisión Nacional para el uso y conocimiento de la Biodiversidad (CONABIO). La clasificación de gremios alimenticios se realizó según los criterios de Elhrich *et al.*, (1988), siendo estos: Carroñeros (C), Depredadores (D), Frugívoros del follaje (FF), Granívoros terrestres (GT), Nectívoros (N), Omnívoros (O), Insectívoros de corteza (IC), Insectívoros aéreos (IA), Insectívoros de follaje (IF) e Insectívoros terrestres (IT).

.- *Análisis estadístico.*

Para estimar la diversidad se calcularon los índices de Shannon-Wiener (H'), Equitatividad (E), así como Riqueza (S), donde S es el número de especies presentes en el sitio. El índice de Shannon-Wiener (1948) se estimó con la ecuación:

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i * \ln(p_i)$$

Donde S es el número de especies presentes, \ln es logaritmo natural y p_i es la proporción de las especies $p_i = n_i/N$; donde n_i es el número de individuos de la especie i y N es el número total de individuos. El índice de Equitatividad (Magurran, 1988) se estimó con la ecuación:

$$E = \frac{H'}{\ln S}$$

Donde H' es igual al índice de diversidad de Shannon y $\ln S$ es igual al logaritmo del número de especies. Para la comparación de las diversidades entre los sitios se utilizó el análisis de T de Hutchenson (Hutchenson, 1970), mientras que la diferencia en la Riqueza de los sitios fue determinada con una prueba de T de Student (Student, 1908) para una sola muestra, ambos análisis realizados con el programa PAST versión 2.16. (Hammer, *et al.*, 2001).

Para la comparación de las comunidades en los sitios y bordes se utilizó el coeficiente similitud de Jaccard, ya que expresa el grado en el que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas, por lo que es una medida inversa de la diversidad beta (β), que se refiere al cambio de especies entre dos muestras (Magurran, 1988). El intervalo de valores para este índice va de 0 cuando no hay especies compartidas entre ambos sitios, hasta 1 cuando los dos sitios tienen la misma composición de especies. El coeficiente de similitud de Jaccard se calculó con la siguiente ecuación:

$$IJ = \frac{c}{a + b - c}$$

Donde a es el número total de individuos en el sitio A, b es el número total de especies presentes en el sitio B y c es el número de especies presentes en ambos sitios A y B.

El Coeficiente de similitud de Sorensen para datos cuantitativos relaciona el número total de individuos por sitio y la sumatoria de la abundancia más baja de cada una de las especies compartidas entre ambos sitios (Magurran, 1988). Y se calcula con la siguiente ecuación:

$$IS_{cuant} = \frac{2pN}{aN + bN}$$

Donde, aN es el número total de individuos en el sitio A, bN es el número total de individuos en el sitio B y pN es la sumatoria de la abundancia más baja de cada una de las especies compartidas entre ambos sitios.

Ambos análisis de conglomerados se desarrollaron con el método Unión basada en los promedios (UPGMA) (Sneath y Sokal, 1973). Así también se realizó un análisis complementario en ambos casos para medir la distancia entre sitios y bordes, con el método de Ward o de varianza mínima (Ward, 1963).

Los dendrogramas para ambos métodos en ambos análisis fueron creados en el programa MVSP versión 3.2 (Kovach, 2003), mientras que el cálculo del coeficiente cofénico para su validación con el programa PAST con el método de varianza mínima. (Ward, 1963).

Para el comparar las abundancias por gremios en los sitios y bordes se realizaron pruebas de T para muestras independientes en el programa PAST, mientras que para la comparación de la composición de gremios y de abundancias compartidas por gremio en cada sitio, se desarrolló el mismo procedimiento descrito para comparar o medir diversidad beta (β).

Resultados.

- Referentes al efecto del historial de uso antropogénico sobre las aves.

-Análisis de la avifauna.

Se detectaron 30 especies de aves, pertenecientes a 14 familias y 21 géneros. La familia mejor representada fue Icteridae (7 especies). El estatus de permanencia temporal de Residente todo el año, es el más común con 70% del total de las aves registradas, mientras que Residente en época de reproducción y Migratorio en época de no reproducción, obtuvieron 23.3% y 6.6%, respectivamente. En esta parte del estudio no se registraron especies bajo alguna categoría de riesgo o vulnerabilidad en la NOM-059-SEMARNAT-2010, pero si a la especie Amenazada (A) *Vireo griseus* (Vireo de ojos blancos) en recorridos fuera de muestreo y a la especie en Peligro (P) *Cairina moschata* (Pato real mexicano) en un arroyo aledaño a un punto de muestreo, ambos en el sitio CN. Se detectó forrajeando en cultivo cercano al mismo sitio a la Aguililla cola blanca (*Buteo albicaudatus*) enlistada con categoría de Protegida (PR) en dicha norma. La lista de especies presentes en esta parte del estudio y la lista de especies en cada uno de los sitios, se pueden consultar completas en los Anexos I y II.

- Abundancia por especie.

El Cardenal rojo (*Cardinalis cardinalis*) fue la especie más abundante para los sitios AG (13.33%) y GI (25.81%), mientras *Arremonops rufivirgatus* (rascador oliváceo) con 18.52% fue la especie más abundante para el sitio CN. En el sitio GI, *Baeolophus atricristatus* (Carbonero de cresta negra) y *Cyanocorax morio* (Chara papán) se presentaron en abundancias relativas importantes, ambas con 14.52% del total del muestreo; en el sitio CN también se presentó con abundancia relativa importante *Toxostoma longirostre* (Cuitlacoche pico largo) con 14.81% (Figura 2).

Existe diferencia entre las abundancias de las especies de cada uno de los sitios, esto fue determinado con una prueba de *t* para una sola muestra, con un valor de significación del 95%

(Tabla 1). Lo anterior sugiere que no existe homogeneidad en la distribución de especies y denota la dominancia de una o varias especies. El Cardenal rojo fue una especie en común entre los sitios, fue dominante en 2 de ellos por lo que se sometió a una prueba de *t* para una sola muestra, obteniendo valores de $T = 4.113$ y de $P = 0.05434$, determinando que no existe diferencia entre las abundancias de ésta especie entre los sitios analizados.

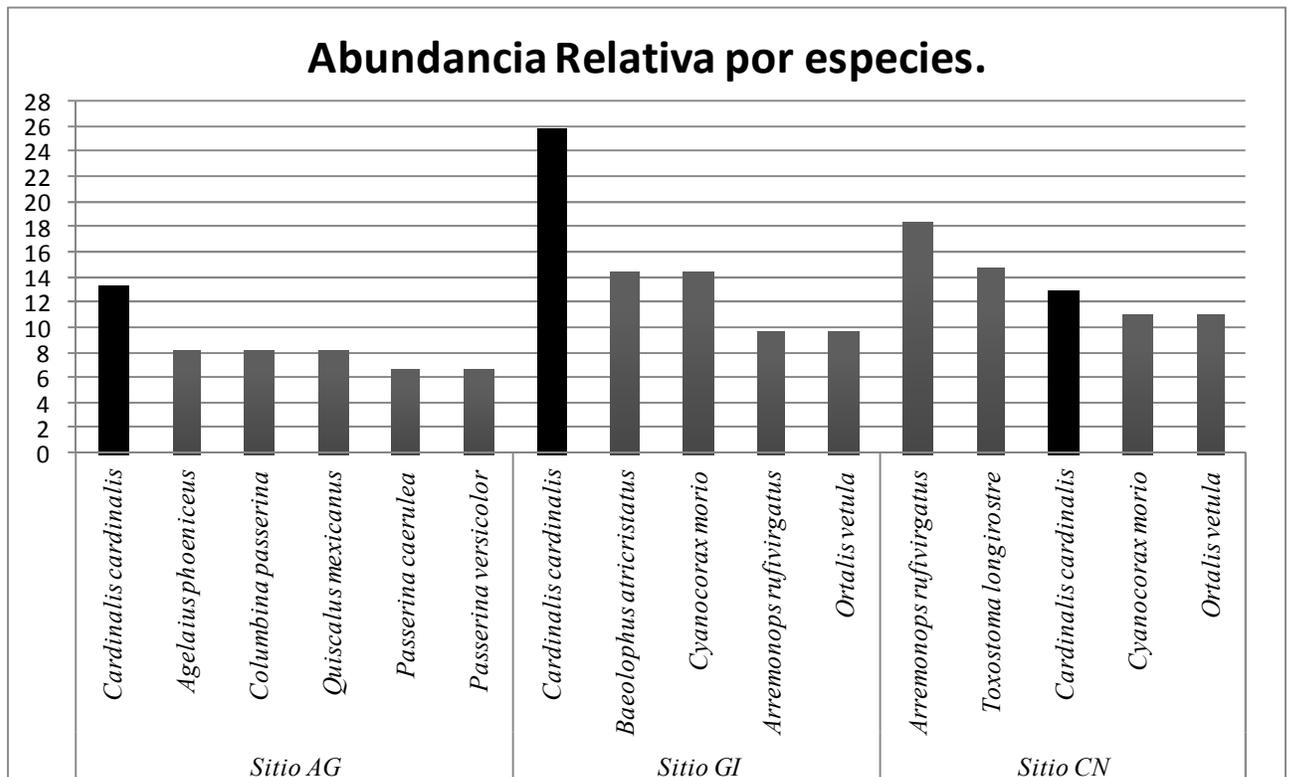


Fig. 2. Abundancia relativa por especie en los tres sitios de estudio, se resalta *Cardinalis cardinalis* como la única especie común en los tres sitios.

	AG	CN	GI
<i>T</i>	7.287	4.418	3.783
<i>P</i>	4.78×10^{-07} **	0.0004308 **	0.002281 **

Tabla 1. Valores de salida para las pruebas de T de una muestra para los sitios analizados. NS = No significativo, * = Significativo y ** = Altamente significativo.

.- Diversidad y Riqueza de especies.

El sitio AG presentó mayor diversidad alfa (α) ($H' = 2.87$) y un mayor número de especies (21), mientras el sitio GI presentó los valores mínimos encontrados en el estudio (Tabla 2). Se realizaron pruebas de T de Hutchenson para comparar las diversidades entre sitios, resultando diferentes solo los sitios AG y GI. La Tabla 3 presenta los valores obtenidos para el resto de los análisis entre sitios. La riqueza de especies (S) fue diferente ($P = 0.01341$, $\alpha = 0.05$) entre los sitios.

	Diversidad (H')	Equitatividad (E)	Riqueza (S)
Sitio AG	2.87	2.17	21
Sitio GI	2.25	1.96	14
Sitio CN	2.48	2.01	17

Tabla 2. Valores de diversidad y riqueza en los tres sitios analizados.

	AG	GI	CN
AG	—		
GI	$T = 1.9981, P = .048244$	—	
CN	$T = -1.5894, P = 0.115445$	$T = -0.33766, P = 0.73625$	—

Tabla 3. Valores de salida para las pruebas de T de Hutchenson en los tres sitios analizados.

.- Composición de especies y diversidad.

En relación a la composición de especies y la medición de la diversidad beta (β) se realizaron dos análisis de conglomerados. Con el método UPGM y de medición de similitud con el Coeficiente Jaccard, no se detectó similitud entre los sitios con historial de uso antropogénico, así tampoco entre éstos y el sitio conservado (Figura 3). La Tabla 4 muestra los valores de similitud entre los sitios.

Con el método de varianzas mínima y distancia euclidiana, los sitios AG y GI mostraron una distancia estadística considerable entre sí; y con el sitio CN que se une al dendrograma en una

distancia aún mayor al grupo de los sitios anteriores. El cálculo del coeficiente coefénico de correlación fue $\psi = 0.9841$ (Figura 4). La matriz con los valores de distancia considerados en este análisis se muestran en la Tabla 5.

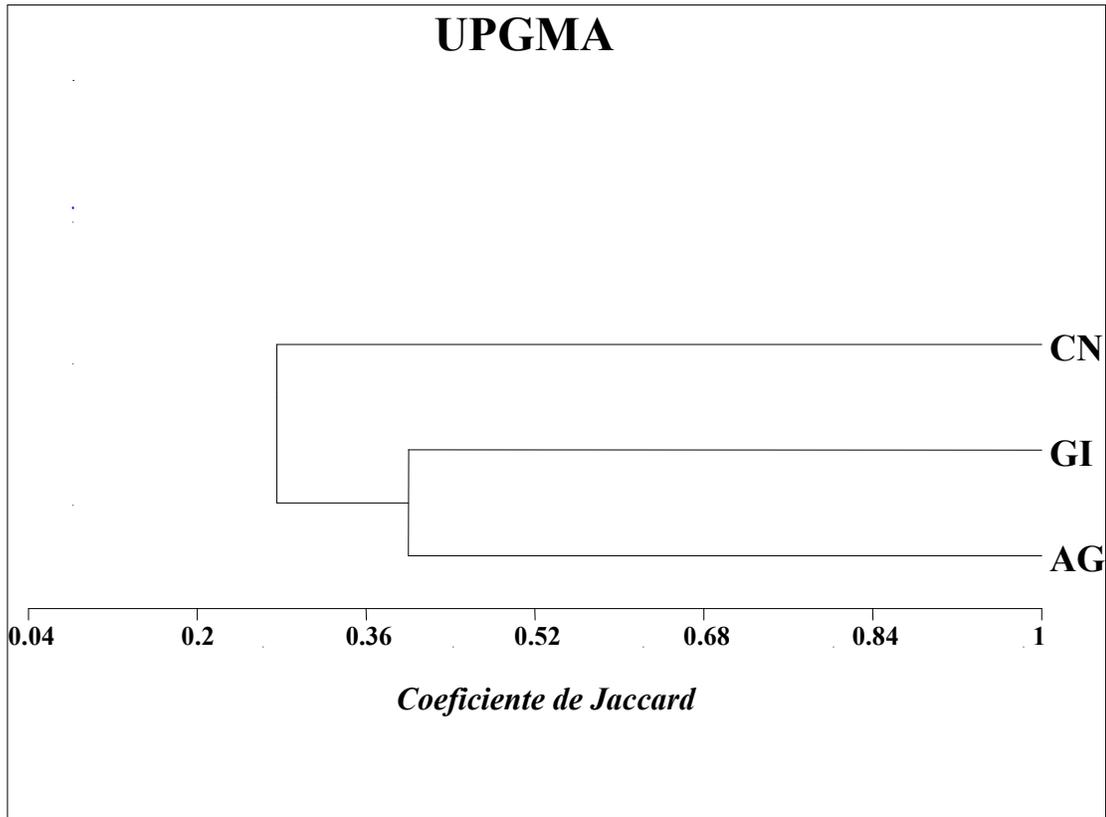


Fig. 3. Dendrograma de Composición de especies, método: UPGMA. Medida de similitud: Coeficiente de Jaccard. Escala de 0 a 1, donde 1 = máxima similitud y 0 = disimilitud; y CN = Conservado, GI = Ganadería Intensiva y AG = agricultura).

	AG	GI	CN
AG	—		
GI	0.400	—	
CN	0.310	0.240	—

Tabla 4. Matriz de similitud del Coeficiente de Jaccard para los sitios analizados.

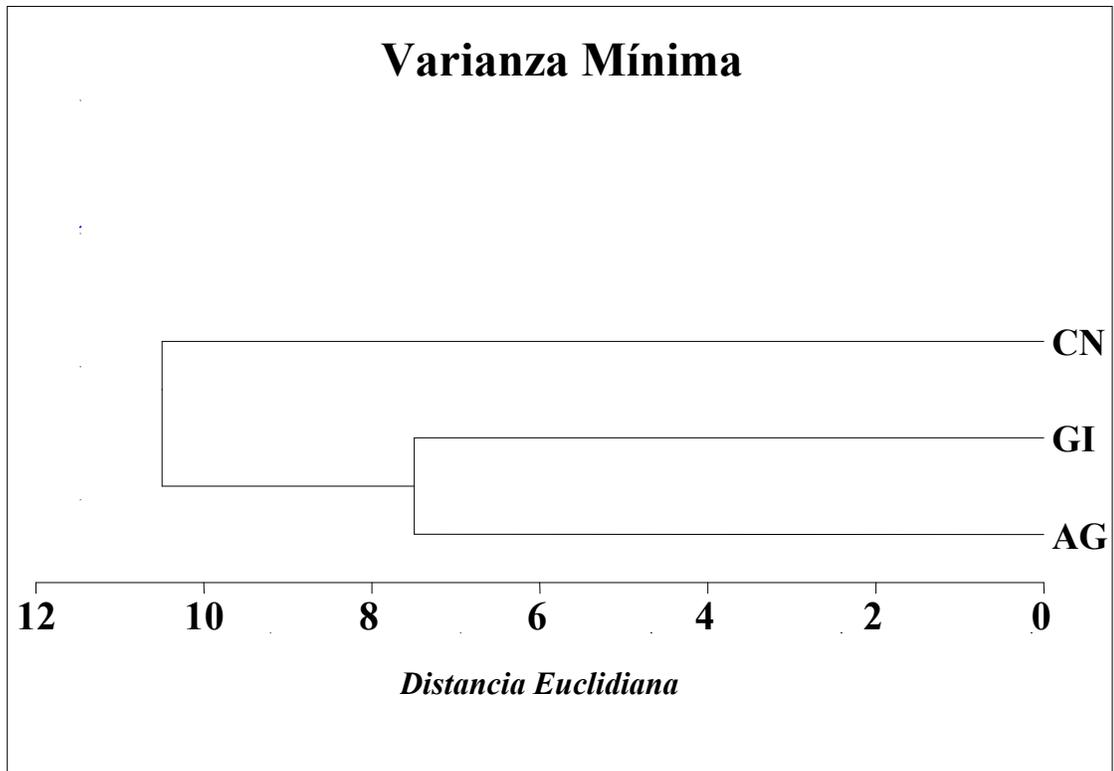


Fig. 4. Dendrograma de Composición de especies, método: Varianza mínima. Método de medición: Distancia Euclidiana. Escala de medición, donde 0 = distancia mínima. (CN = Conservado, GI = Ganadería Intensiva y AG = agricultura).

	AG	GI	CN
AG	—		
GI	15.000	—	
CN	20.000	19.000	—

Tabla 5. Matriz de distancias euclidianas para los sitios analizados.

Con el análisis cuantitativo de diversidad beta (β) ó de abundancias compartidas desarrollado con el método de unión UPGMA y Coeficiente de Sorensen no se detectó similitud entre los sitios con historial de manejo (0.571), así tampoco del sitio conservado con alguno de los otros sitios. Los sitios AG y GI formaron un nódulo o grupo aparte del sitio conservado. El dendrograma correspondiente al análisis se muestra en la Figura 5 y los valores de la matriz en la tabla 6.

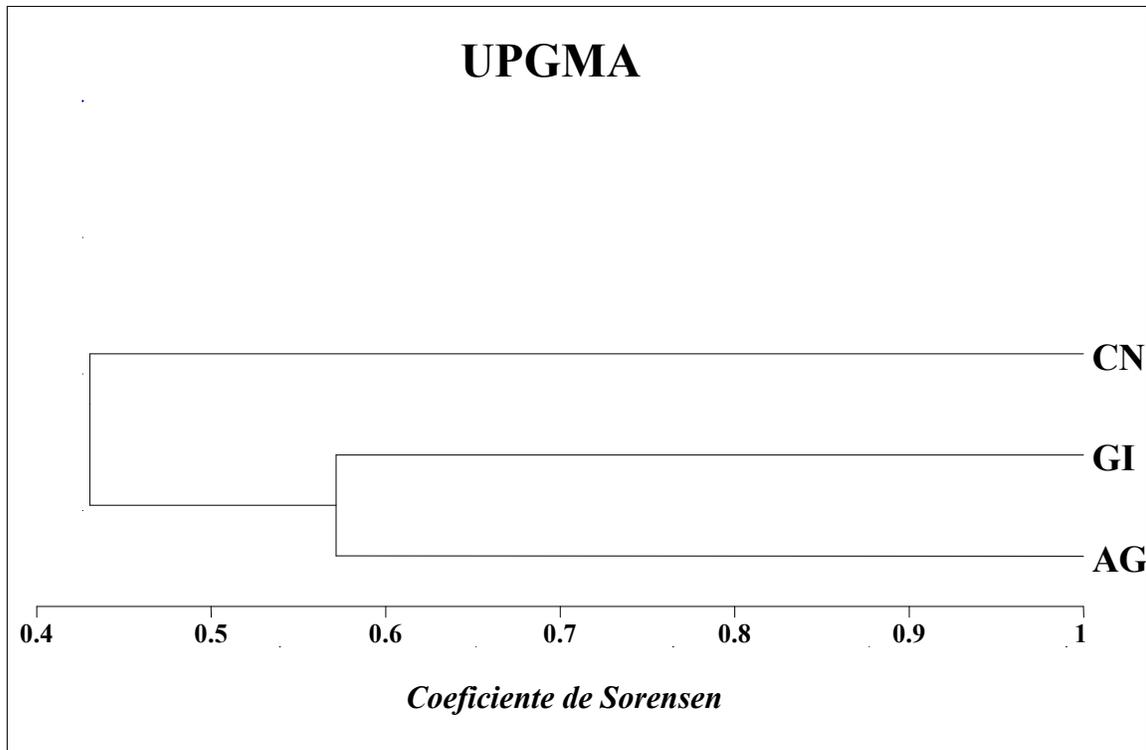


Fig. 5. Dendrograma de Abundancias compartidas, método: UPGMA. Método de medición: Coeficiente de Sorensen. Escala de medición: 0 a 1, donde 1 = máxima similitud y 0 = disimilitud. (CN= Conservado, GI= Ganadería Intensiva y AG= agricultura).

	AG	GI	CN
AG	—		
GI	0.571	—	
CN	0.474	0.387	—

Tabla 6. Matriz de similitud del Coeficiente de Sorensen de los sitios analizados.

Al utilizar el Método de varianzas mínimas los grupos en el dendrograma cambiaron, el sitio GI se presenta con la mayor distancia euclidiana con respecto al origen en un grupo aparte; mientras los sitios CN y AG formaron un grupo el cual tiene distancia menor respecto al anterior; el coeficiente cofénico para los análisis fue de $\psi = 0.7073$. El dendrograma desarrollado con el análisis se presenta en la Figura 6 y los valores de las distancias obtenidas en la Tabla 7.

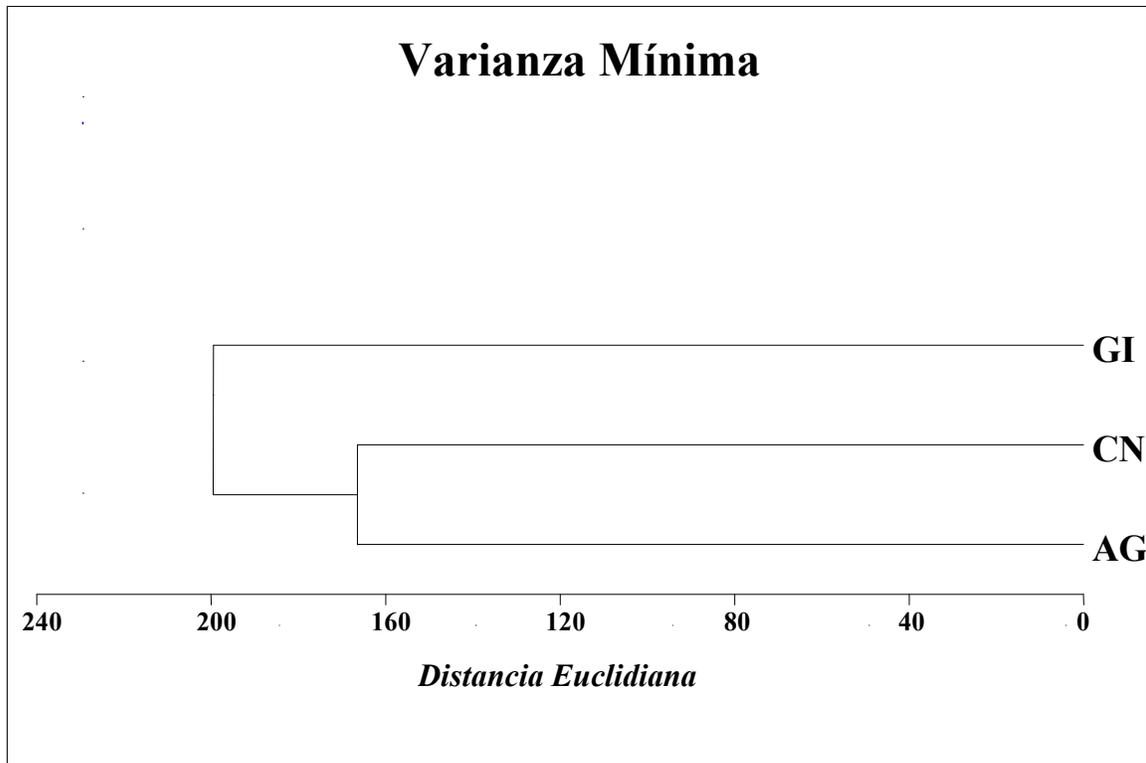


Fig. 6. Dendrograma de abundancias compartidas, método: Varianza mínima. Método de medición: Distancias Euclidianas. Escala de medición, donde 0 = distancia mínima. (CN = Conservado, GI = Ganadería Intensiva y AG = agricultura).

	AG	GI	CN
AG	—		
GI	0.412	—	
CN	0.333	0.353	—

Tabla 7. Matriz de Distancias euclidianas para los sitios analizados.

.- Análisis de gremios alimenticios.

Los sitios GI y CN presentaron un mayor número de gremios presentes (7 grupos) en comparación al sitio AG que solo presentó 5. En términos de abundancia los Insectívoros terrestres (IT) fueron el grupo más abundante en los 3 sitios; seguido del gremio de los Granívoros terrestres (GT) en el sitio AG y por los Insectívoros del Follaje (IF) en el sitio GI. El gremio de los Omnívoros (O) se presenta con abundancia relativa importante en el sitio CN

(Figura 7). El gremio de los Carroñeros (C) fue el único de los propuestos en la clasificación que no se registró durante el estudio.

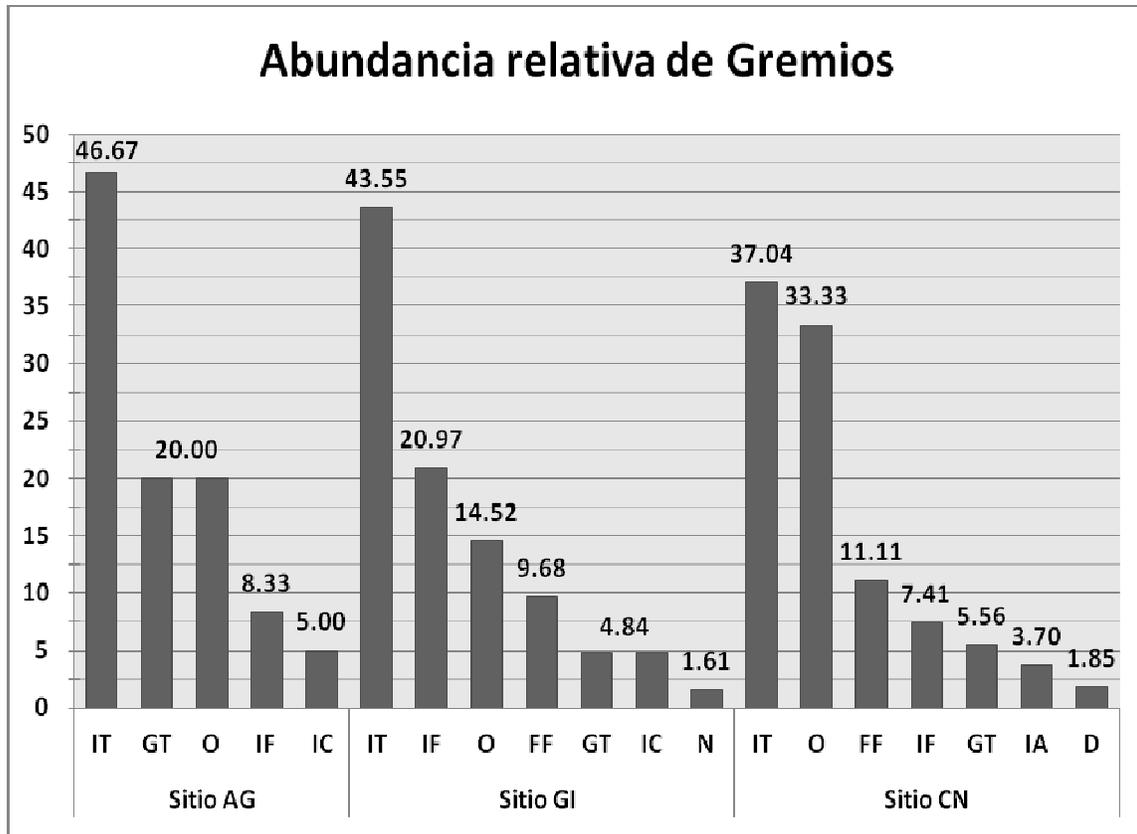


Fig. 7. Abundancias relativas de los gremios alimenticios los sitios analizados. Donde: D = Depredadores, FF = Frugívoros del follaje, GT = Granívoros terrestres, IA = Insectívoros aéreos, IC = Insectívoros de corteza, IF = Insectívoros de follaje, IT = Insectívoros terrestres, N = Nectívoros y O = Omnívoros.

Las pruebas de *T* aplicadas a las abundancias de los gremios muestran que no existe diferencia entre los sitios con historial de uso antropogénico y el conservado (Tabla 8), por lo que las frecuencias y medias de los gremios encontrados en cada sitio son similares y no presentan diferencia debida al sitio.

	AG	GI	CN
AG	—		
GI	$T = -0.050, P = .960$	—	
CN	$T = 0.163, P = 0.873$	$T = 0.224, P = 0.825$	—

Tabla 8. Valores de *T* y *P* en las pruebas de *T* para muestras independientes, intervalo de confianza del 95%.

Para determinar la similitud o disimilitud de los sitios respecto a la composición de los gremios alimenticios presentes se realizaron 2 análisis con resultados similares, el análisis de varianza mínima muestra poca distancia en común entre los sitio y ésta es aún más corta entre los sitios con historial de uso antropogénico (Figura 8), lo que denota similitud entre éstos. La Tabla 9 muestra la matriz de distancias euclidianas entre los sitios analizados.

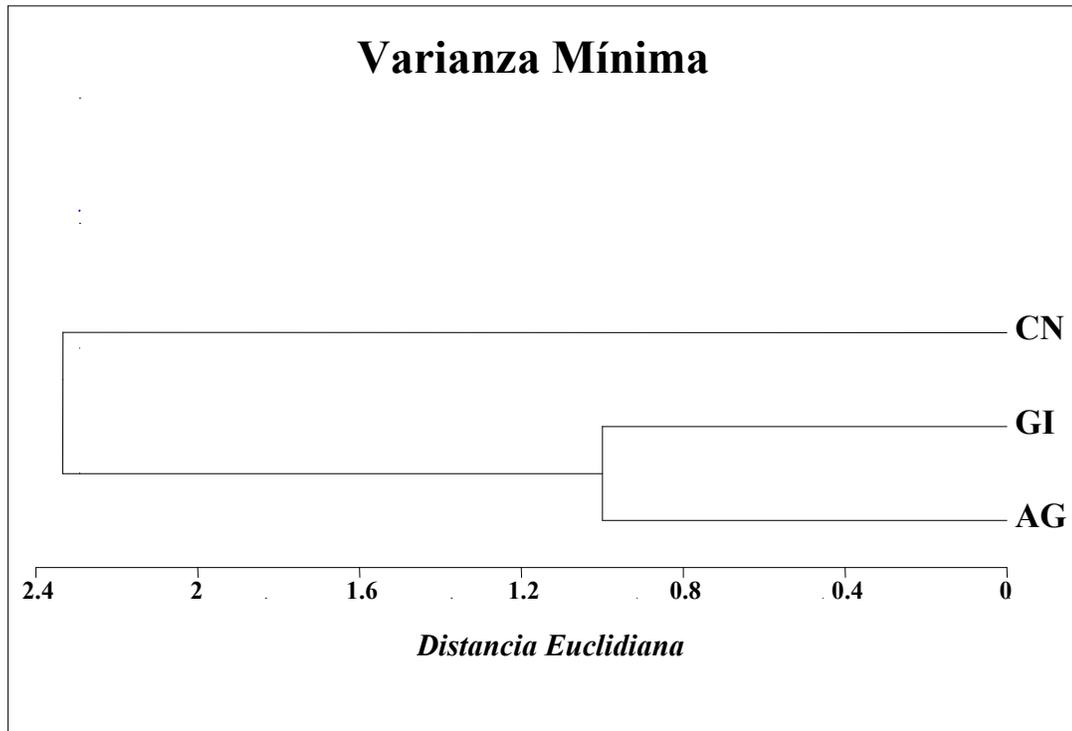


Fig. 8. Dendrograma de composición de gremios, método: Varianza mínima.

	AG	GI	CN
AG	—		
GI	2.000	—	
CN	4.000	4.000	—

Tabla 9. Matriz de distancias euclidianas entre los gremios de los sitios analizados.

Los resultados del análisis anterior son respaldados por el dendrograma resultante del método de UPGMA (Figura 9), el cual muestra a los sitios AG y GI como similares entre sí, ya que presentan un valor superior a 0.7 en el coeficiente de Jaccard, mientras que a ambos como no similares al sitio CN. Es decir, los sitios con manejo presentan una composición de gremios

alimenticios similar y la distancia entre ellos es relativamente pequeña, sin embargo, dicha composición resulta no similar a la de un sitio conservado como el tratado en este estudio. El valor del coeficiente cofénico fue igual a $\psi = 1$ en ambos análisis.

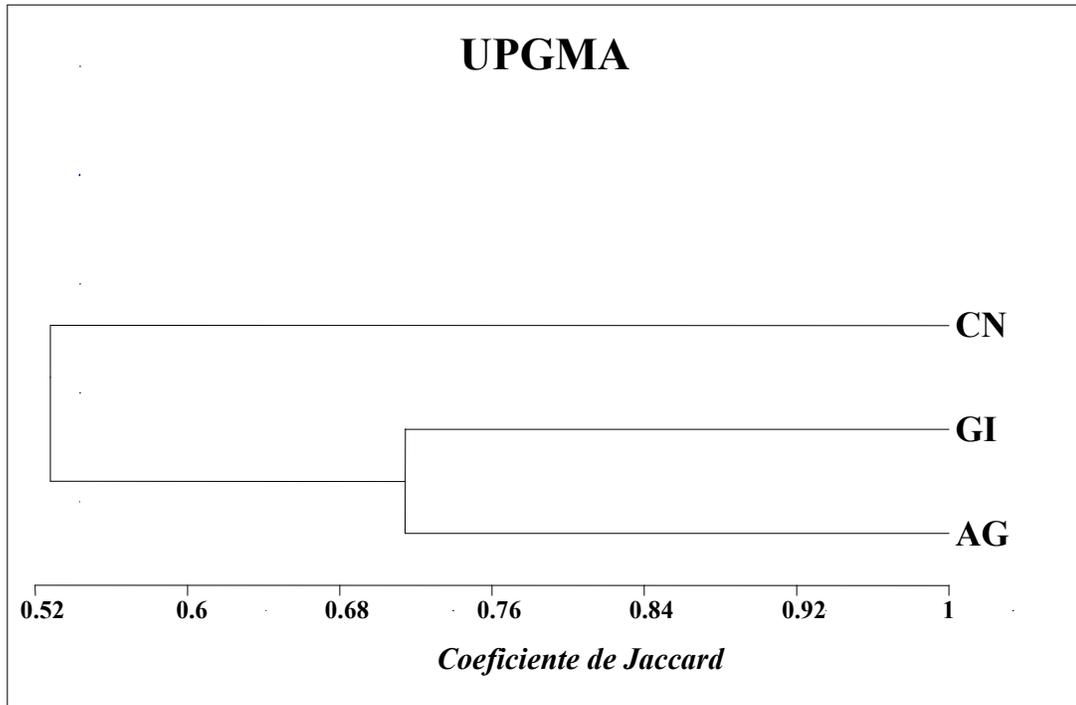


Fig. 9. Dendrograma de composición de gremios, método: UPGMA.

	AG	GI	CN
AG	—		
GI	0.714	—	
CN	0.500	0.556	—

Tabla 10. Matriz de similitud del Coeficiente de Jaccard de los gremios por sitio, método: UPGMA, Valores de 0 a 1 donde 1 es la similitud total y valores ≥ 0.7 denotan similitud.

.- Referentes al efecto de borde y el interior sobre las aves.

.- Análisis de la avifauna.

En el análisis de los bordes se registraron 32 especies, pertenecientes a 24 géneros y 15 familias, la familia Icteridae fue la mejor representada con 5 especies. El estatus temporal más común fue Residente (todo el año) con 72%, seguido por Residente (en época de reproducción) con 16% de los registros; se registraron dos especies Migratorias (transitorias o de paso): *Icteria virens* e *Icterus spurius*; ambas de interés de conservación en organizaciones internacionales, pero ninguna con estatus de protección en la NOM-059-SEMARNAT-2010. La lista de especies presentes en esta parte del estudio y la lista de especies en los bordes e interior se pueden consultar completas en los Anexos III y IV.

.- Abundancia por especie.

El cardenal rojo presentó abundancias importantes en los bordes e interior, fue común en B1, el más abundante en B3 y ampliamente dominante en IN con el 34.4% de la abundancia total. La chara papán (*Cyanocorax morio*) fue la especie dominante en B1 (13.1%). Las palomas *Zenaida asiatica* y *Zenaida macroura* presentaron abundancias importantes en B3; mientras que el Bolsero de Altamira presentó el 15.6% de la abundancia total en IN (Figura 10).

	AG	CN	GI
<i>T</i>	5.84	6.508	3.411
<i>P</i>	4.321x10 ⁻⁰⁶ **	1.859x10 ⁻⁰⁶ **	0.009207 **

Tabla 11. Valores de salida para las pruebas de T de una muestra para los bordes e interior. *NS* = No significativo, * = Significativo y ** = Altamente significativo.

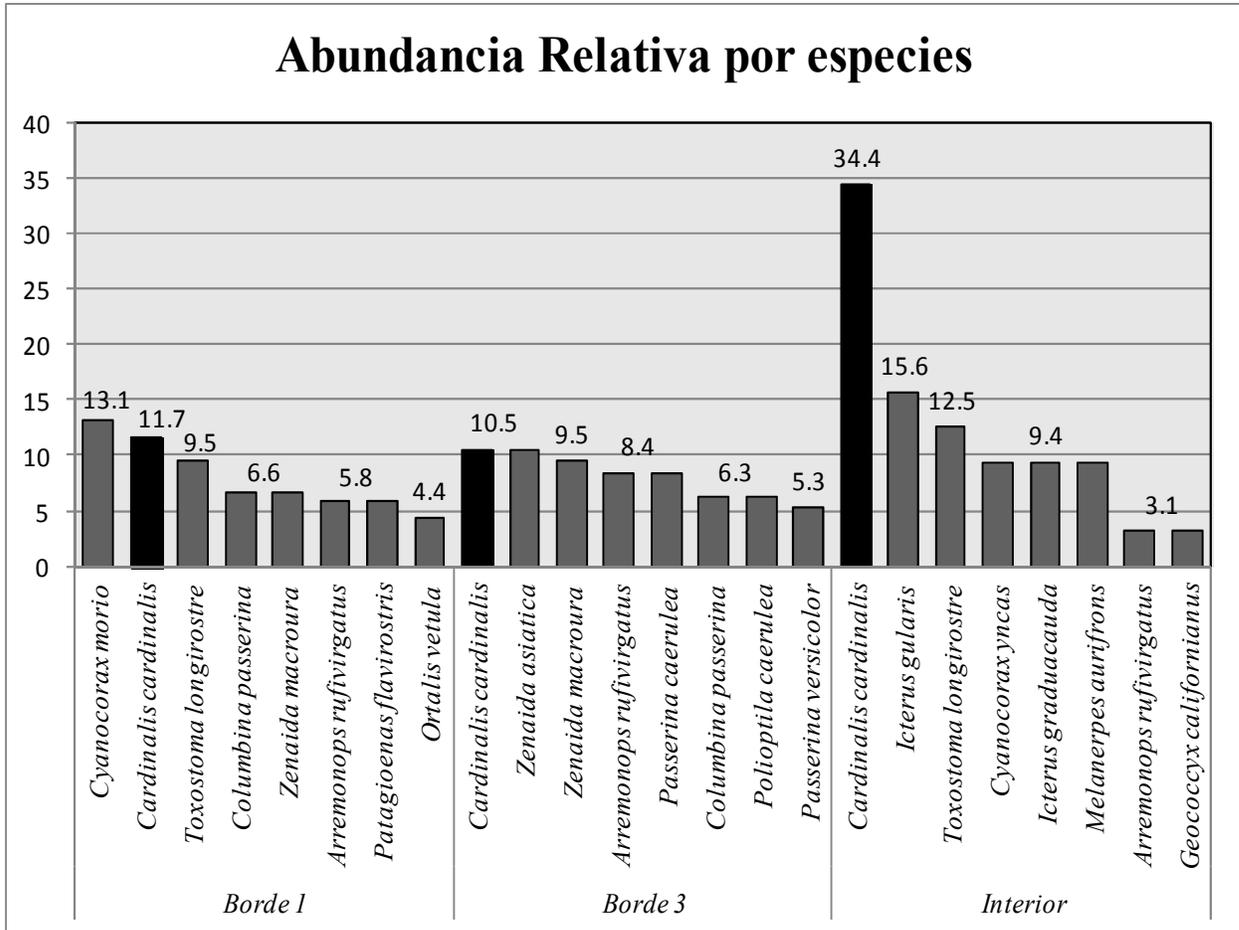


Fig. 10. Abundancia relativa por especie en los bordes e interior, *Cardinalis cardinalis* es la única especie en común.

Existe diferencia significativa entre las abundancias de las especies en cada uno de los bordes y el interior, es decir, no existe homogeneidad en los datos y la relativa dominancia de algunas especies se debió a las características de los bordes y el interior (Tabla 11). Para comparar las abundancias del cardenal rojo en los bordes y el interior, se realizó una prueba de *T* de Student para una sola muestra con intervalos de confianza al 95%, encontrando valores de $T = 2.427$ y de $P = 0.136$, por lo que no existe diferencia significativa.

.- Diversidad y Riqueza de especies.

El interior del fragmento presentó la diversidad y riquezas más bajas en el análisis, solo presentó 9 especies de las 32 totales registradas. El borde 1 es relativamente más rico y diverso (Tabla 12). Las pruebas de T Hutchenson para comparar diversidad (α) mostraron que no existen diferencia significativa entre los bordes, ni entre el interior y B1, solo mostraron diferencia significativa entre IN y B3 (Tabla 13).

	Diversidad (H')	Equitatividad (E)	Riqueza (S)
Borde 1	2.94	0.90	26
Borde 3	2.88	0.93	22
Interior	1.96	0.86	9

Tabla 12. Valores de diversidad y riqueza en los bordes e interior analizados.

	B1	B3	IN
B1	—		
B3	$T = -0.2641, P = 0.7920$	—	
IN	$T = -1.9188, P = 0.0623$	$T = 2.0332, P = 0.0488$	—

Tabla13. Valores de salida para las pruebas de T de Hutchenson en los bordes e interior.

.- Composición de especies y diversidad.

Para la comparación de la composición de especies y medición de la diversidad β , se realizaron dos análisis de conglomerados diferentes enfocados a medir la similitud y la distancia. El análisis de UPGMA y el coeficiente de Jaccard mostraron que no existe similitud de cada uno de los bordes con respecto al interior y a B1 y B3 como relativamente similares. El dendrograma muestra la prematura separación de IN en un grupo aparte del formado por los bordes (Figura 11). Los valores de similitud se muestran en la Tabla 14.

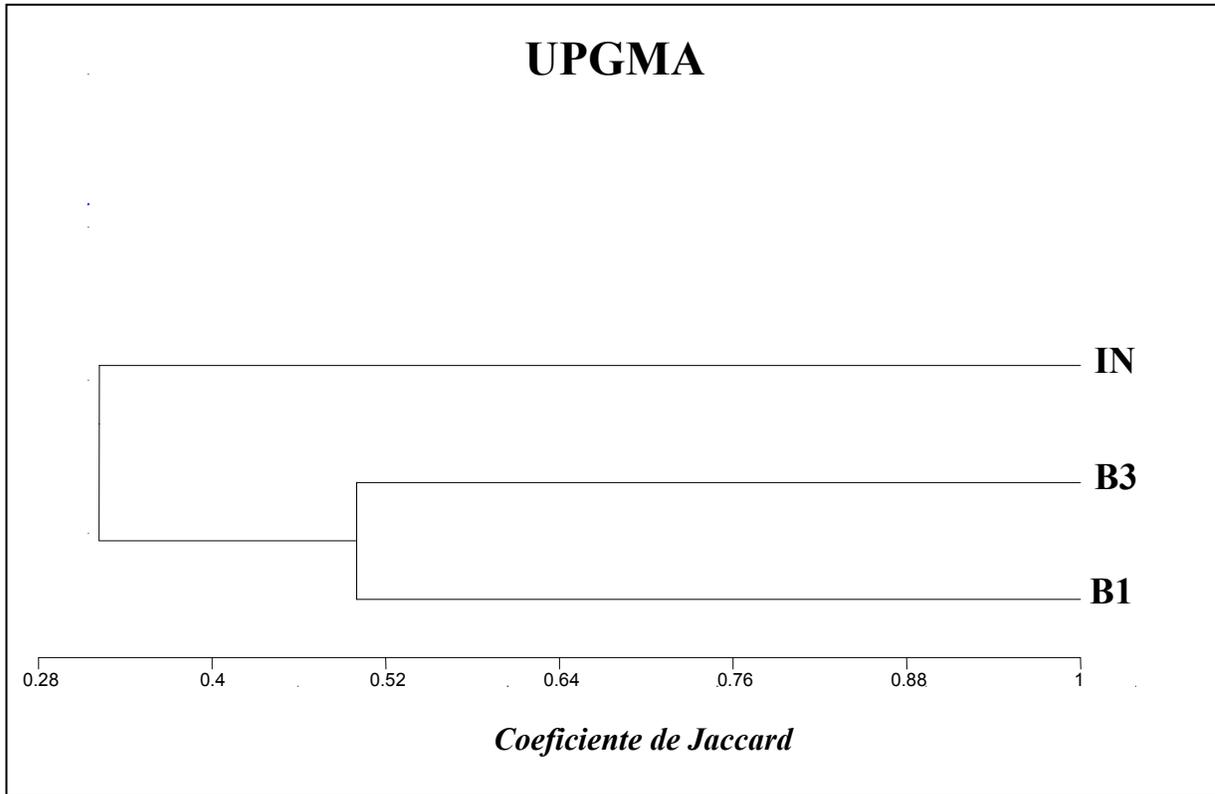


Fig. 11. Dendrograma de Composición de especies en bordes e interior. Escala de 0 a 1, donde 1 = máxima similitud y 0 = disimilitud; IN = Interior, B1 = Borde 1 y B3 = Borde 3.

	B1	B3	IN
B1	—		
B3	0.500	—	
IN	0.296	0.348	—

Tabla 14. Matriz de similitud del Coeficiente de Jaccard para los tres sitios analizados en este estudio.

El método de Ward mostró una distancia considerable entre el grupo formado por IN y B1 con respecto al borde 1 (Figura 12). Los valores de distancias se presentan en la Tabla 15. Se desarrolló el cálculo del coeficiente Cofénico para validar los anteriores análisis, el cual fue de $\psi = 0.7021$.

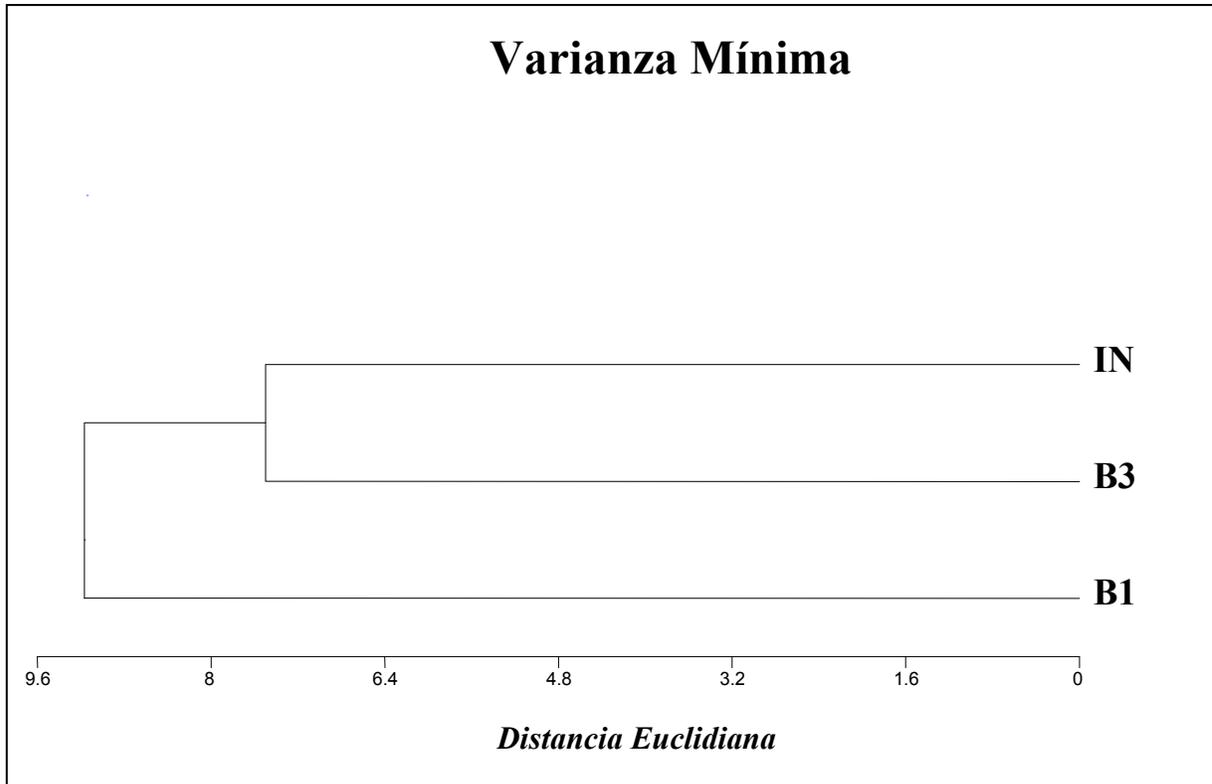


Fig. 12. Dendrograma de Composición de especies en bordes e interior, método: varianza mínima.

	B1	B3	IN
B1	—		
B3	16.000	—	
IN	19.000	15.000	—

Tabla 15. Matriz de Distancias euclidianas para los bordes e interior analizados.

El análisis cuantitativo para medir la diversidad β con el método de unión basado en los promedios y el coeficiente de Sorensen mostró una similitud relativa entre los bordes, pero no así entre éstos y el Interior. Se considera similar un valor ≥ 0.7 , en la escala los bordes presentan 0.667. El Interior se separa de los bordes en un grupo distinto con valores de semejanza inferiores a 0.5 (Figura 13). La matriz de valores se presenta en la Tabla 16.

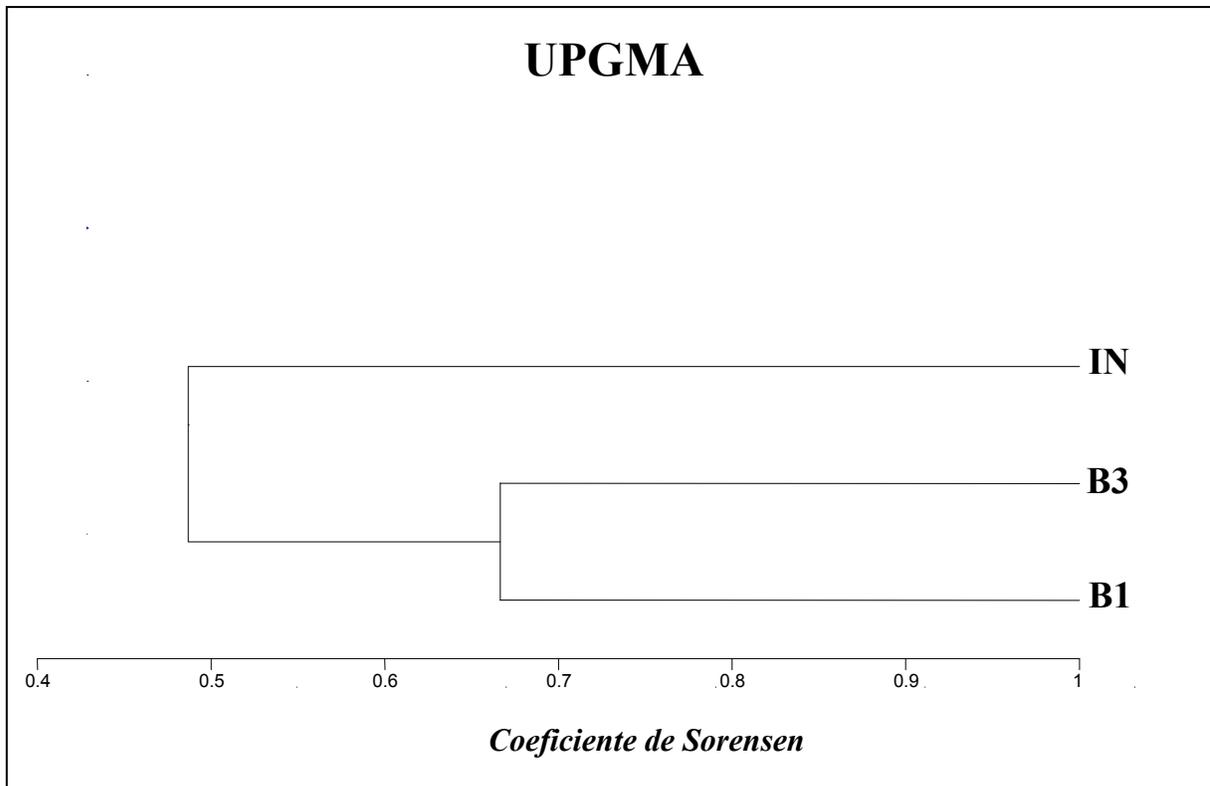


Fig. 13. Dendrograma de Abundancias compartidas en bordes e interior, método: UPGMA. Escala de medición: 0 a 1, donde 1 = máxima similitud y 0 = disimilitud; IN = Interior, B1 = Borde 1 y B3 = Borde 3.

	B1	B3	IN
B1	—		
B3	0.667	—	
IN	0.457	0.516	—

Tabla 16. Matriz de similitud del Coeficiente de Sorensen de los bordes e interior analizados en este estudio.

El dendrograma resultante del análisis de abundancias compartidas con el método de las varianzas mínimas mostró una distancia considerable al origen del Borde 1, el Interior y el Borde 3 forman un grupo aparte con distancia menor pero sin mostrar semejanza o similitud relativa. El cálculo del coeficiente cofénico fue de $\psi = 0.9133$. El dendrograma se presenta en la Figura 14 y la matriz de distancias euclidianas se presenta en la Tabla 17.

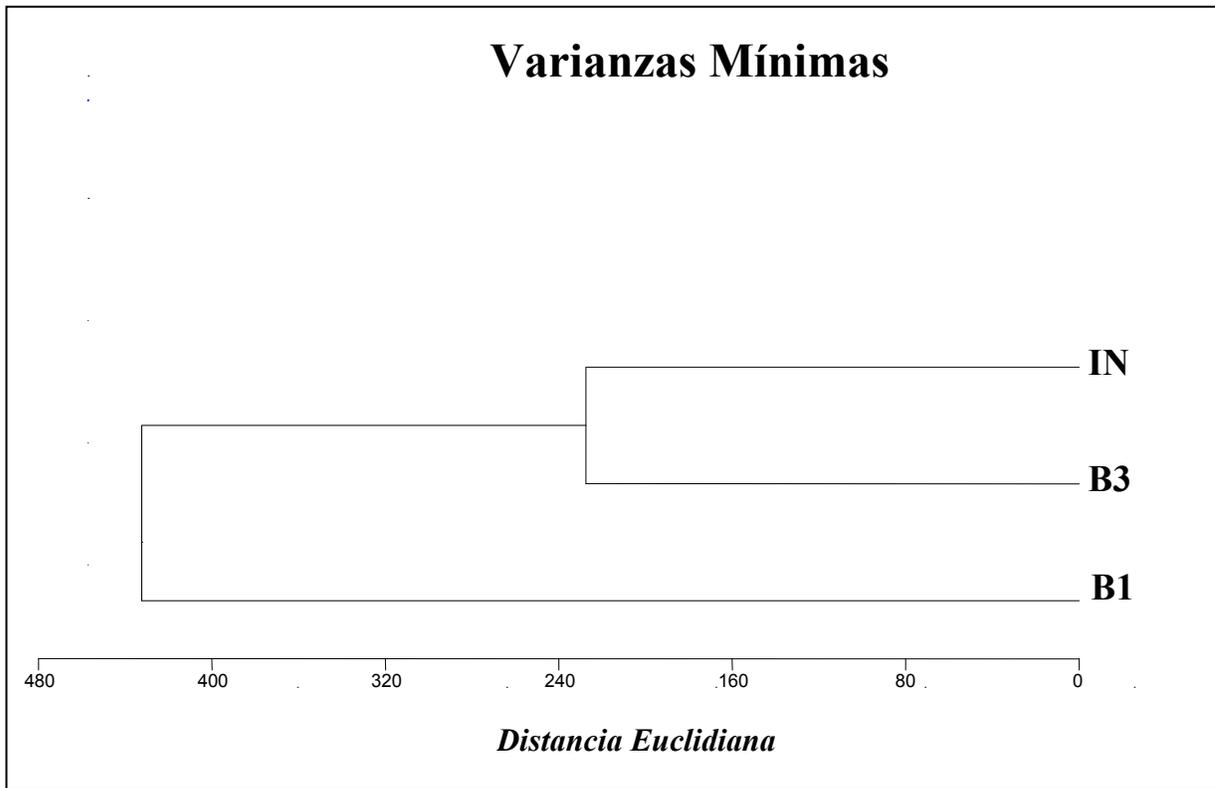


Fig. 14. Dendrograma de Abundancias compartidas entre los bordes e interior analizados. Escala de medición, donde 0 = distancia mínima, IN = Interior, B1 = Borde 1 y B3 = Borde 3.

	B1	B3	IN
B1	—		
B3	674	—	
IN	851	455	—

Tabla 17. Matriz de distancia euclidiana para los bordes e interior analizados.

.- Análisis de gremios alimenticios.

El Interior del fragmento presentó la riqueza de gremios más baja (5 gremios), mientras que el Borde 1 la más alta en el análisis con 9 grupos, siendo los Omnívoros (O) los más abundantes (27.7%) debido a la alta incidencia de córvidos; los gremios Frugívoros del follaje (FF) y Carroñeros (C) solo se presentaron en éste sitio. Los Insectívoros terrestres fueron dominantes en IN y B3, con 34.7% y 40.6% respectivamente, en el borde 3 seguido por los Granívoros terrestres (26.3%) y en el interior por los Insectívoros del follaje (25%). Los Granívoros

terrestres son el único grupo con abundancias importantes que no se presentó en el interior del fragmento. Los Nectívoros no se registraron en los bordes o el interior (Figura 15).

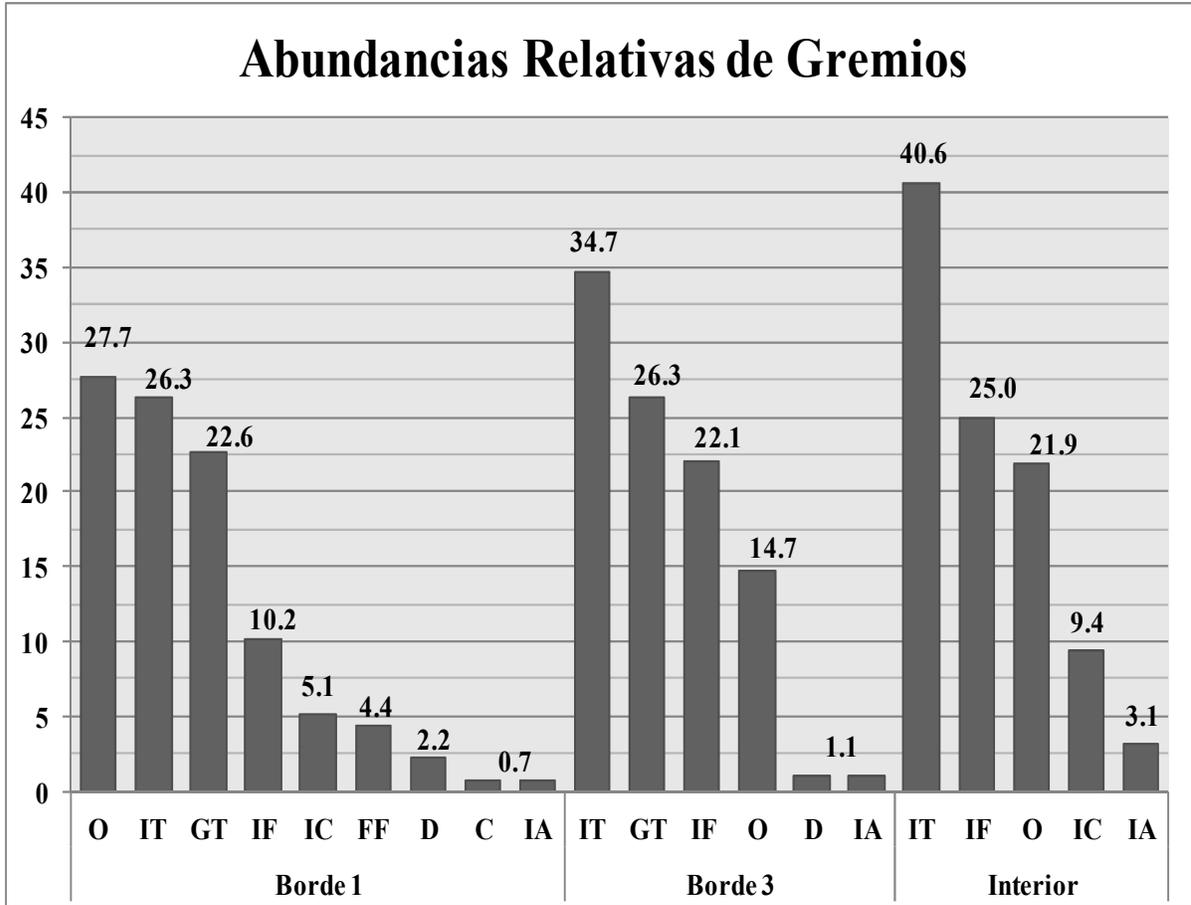


Fig. 15. Abundancia relativa de los gremios alimenticios en los bordes e interior analizados

El análisis de la disimilitud o distancia entre grupos mostró que los bordes son considerablemente similares, presentan poca distancia entre ellos. El interior forma un grupo aparte pero con una distancia relativamente corta con los bordes (Figura 16). La matriz de valores de las distancias euclidianas se presenta en la Tabla 18.

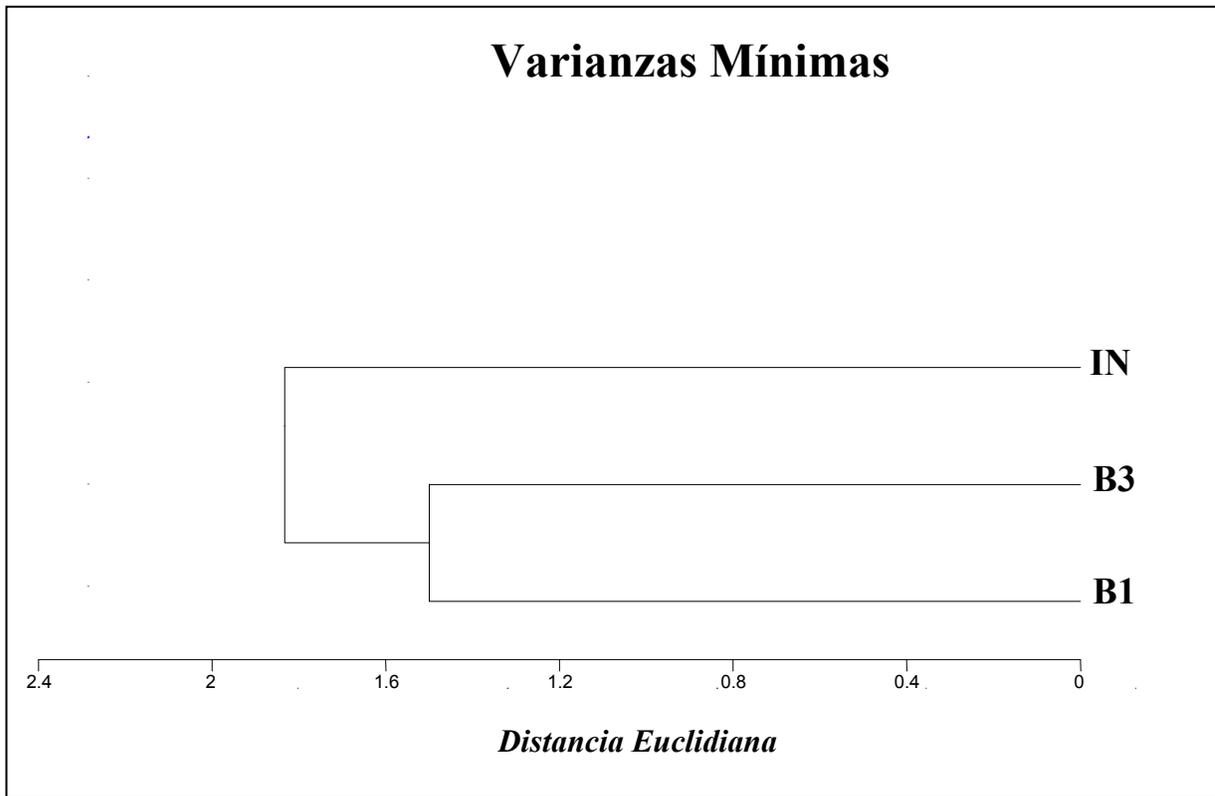


Fig. 16. Dendrograma de composición de gremios en bordes e interior, método: varianza mínima.

	AG	GI	CN
AG	—		
GI	3.000	—	
CN	4.000	3.000	—

Tabla 18. Matriz con valores de distancia euclidiana para los bordes e interior analizados con el método de varianza mínima.

Los resultados anteriores son confirmados por el análisis con el método UPGMA, donde el coeficiente de Jaccard muestra una relativa similitud entre los bordes 1 y 3 (0.667), se establece como similar un valor $\geq .7$ en la escala. Así también, el Interior no se muestra como similar a alguno de los bordes formando un grupo aparte (Figura 17). Con el método de varianza mínima se calculó el coeficiente cofénico este fue de $\psi = 0.05$. La matriz de valores se presenta en la Tabla 19.

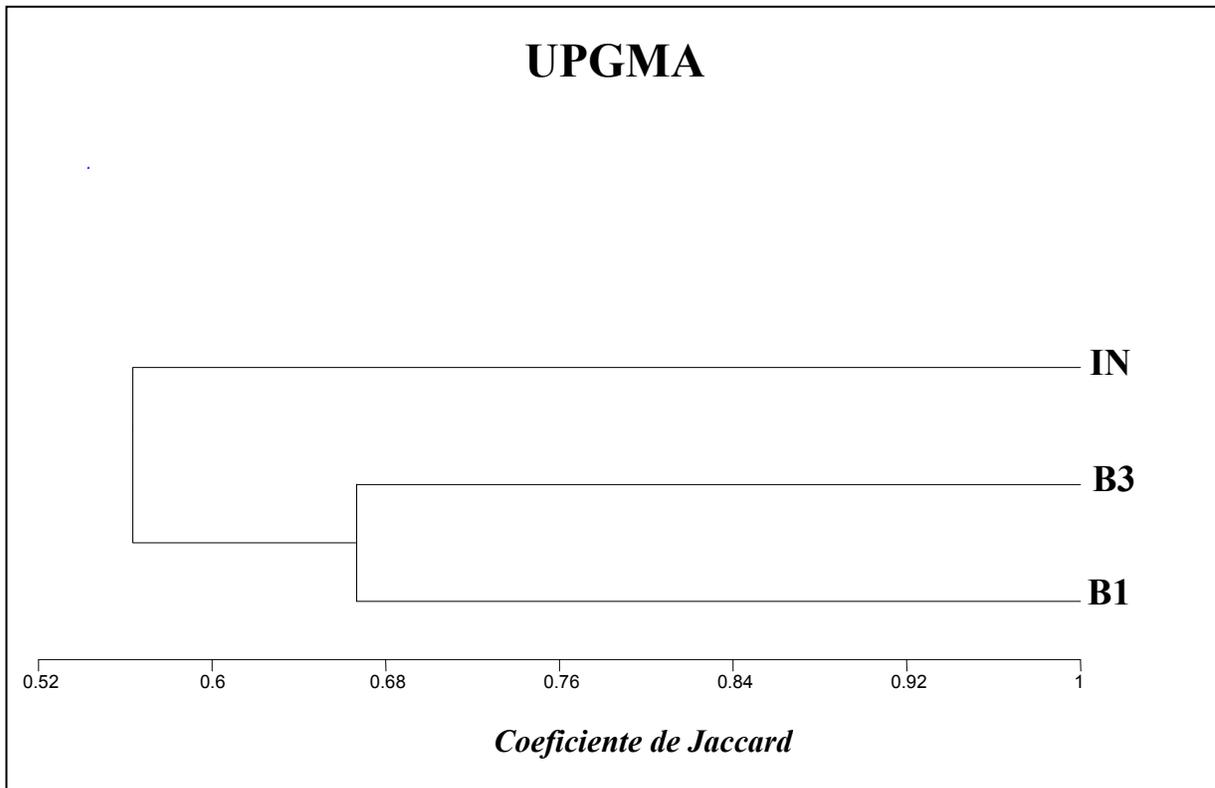


Fig. 17. Dendrograma de composición de gremios en bordes e interior, método: UPGMA.

	AG	GI	CN
AG	—		
GI	0.667	—	
CN	0.556	0.571	—

Tabla 19. Matriz de similitud del Coeficiente de Jaccard de los gremios en los bordes e interior analizados. Valores de 0 a 1 donde 1 es la similitud total y valores ≥ 0.7 denotan similitud.

Discusión.

.- Referente al conocimiento del cambio e historial de uso de suelo y su efecto sobre las aves.

Los resultados obtenidos por González (1984) en su estudio de las aves del Baño de San Ignacio presentan gran similitud en el número de especies y la composición de las mismas, reportando 35 especies asociadas al matorral en el sitio (26 exclusivas del matorral) y 30 en los fragmentos aquí analizados. Los casos de investigación realizadas en Bexar County por Quillin y Holleman (1918); en Anáhuac, Nuevo León por González (1998) y en Tamaulipas por Ramírez *et al.* (2007) difieren en gran parte por la inclusión de las especies migratorias no evaluadas en la presente investigación, en su mayoría rapaces; y por el muestreo cercano a cuerpos de agua, como la Presa Salinillas, en Anáhuac y Laguna Madre, en Tamaulipas, en donde las especies acuáticas y semiacuáticas resultan dominantes, especialmente la familia Anatidae, que a su vez se compone en gran parte de especies migrantes de larga distancia. Se tiene conocimiento que el área de estudio en épocas invernales recibe grandes poblaciones de migrantes, tales como *Branta canadensis* (obs. pers.) y *Anser albifrons* (Cotera, com. pers.); además por su situación geográfica el área forma parte de una importante ruta migratoria en la corriente del golfo, para especies que viajan a estados como Veracruz y Tabasco, así también para las que invernan en pastizales del Altiplano Mexicano; por lo que es fácil suponer que las especies de rapaces o acuáticas y semiacuáticas no reportadas en este estudio pudieran presentarse de manera común en el área de estudio en épocas o temporadas no contempladas en la metodología aquí utilizada.

El resultados del estudio realizado por González (1999) tienen semejanza relativa con los obtenidos en el presente, el autor reporta 54 especies asociadas al matorral en fragmentos de diferentes tamaños, todos sin historial de uso antropogénico por lo que solo es comparable con los datos obtenido del sitio CN de este estudio, donde 17 especies están presentes y de las cuales 15 se registran por dicho autor en el Ejido Vistahermosa. La diferencia en el número de registros de debe básicamente a distintas metodologías de muestreo: el uso de redes ornitológicas y el conteo de las aves en vuelo o de paso. El objetivo y principal función de las redes es obtener registros o datos de especies discretas y aumentar el esfuerzo de muestreo

para obtener curvas de acumulación de especies en menor tiempo; el diseño de muestreo de éste trabajo estuvo enfocado a las especies en época de reproducción por lo que los cantos y/o despliegues territoriales fueron las principales herramientas de detección para las aves; además la intención de ver la estructura del matorral y su historial de uso reflejados en la presencia o ausencia de especies, no permite utilizar datos de especies en vuelo o de paso, por no tener certeza de donde provienen y si estaban o no, utilizando la vegetación de los sitios analizados.

Los estudios realizados en Tulsa Oklahoma presentan resultados similares con el presente, en cuestión a la presencia y altas abundancias de especies generalistas y de alta competencia de recursos. La pérdida de vegetación nativa, el desarrollo de caminos y el aumento en la fragmentación del paisaje son señaladas por Boren *et al.*, (1999) como causales de este resultado; el área de estudio de la presente investigación se encuentra inmersa en un paisaje similar donde existe un importante mosaico de actividades humanas, que atrae grandes poblaciones de *Molothrus aeneus* (Tordo de ojo rojo) y *Quiscalus mexicanus* (Zanate mayor), especies presentes en éste trabajo pero no en abundancias importantes, debido a su naturaleza generalista y oportunista se concentran en las áreas con desarrollo urbano y caminos. En estados de oeste de E.U.A., las áreas con disturbio y con actividades agrícolas presentaron abundancias menores en 44 especies de las 87 presentes en todo el estudio realizado por Tewksbury *et al.* (2002), lo que concuerda con las bajas abundancias por especie encontradas en el sitio AG, este sitio fue el más rico en especies debido principalmente a las especies frecuentes en áreas perturbadas como *M. ater*, especie registrada por el citado autor como importante en estos paisajes en escala regional.

Los resultados obtenidos por Murphy (2003) en los que destaca tendencias poblacionales negativas de aves del pastizal por encima de las de hábitats arbustivos en relación a los cambios de uso de suelo en el este y centro de Estados Unidos de America, no refuta las hipótesis planteadas en este trabajo, ni demerita la problemática de los matorrales, solo refleja las enormes presiones a las que se someten los pastizales centrales de Norteamérica, valiéndose del principal resultado donde las especies migrantes de larga distancia son las

principales afectadas por los cambios o pérdidas de la vegetación nativa; desde este punto de vista la intensidad en el impacto puede variar entre tipos de ecosistemas pero el efecto es el mismo. Así mismo la investigación conducida en Colorado, E.U.A, por Maestas *et al.* (2003), donde los hábitats de “farms” o “ranchlands” son mejores modelos de conservación para las aves al presentar mayores densidades de aves nidificantes del suelo y arbustos; esto no valida o recomienda el cambio en el uso de suelo como medida de conservación solo reconoce la capacidad, por parte de estos ecosistemas, de albergar un mayor número de especies en densidades altas, debido a la disponibilidad de alimentos y refugio. La evaluación de las prioridades de conservación se vuelve necesaria en este tipo de casos, es decir, conservar el mayor número de especies posibles o a las especies nativas de los ecosistemas naturales presentes en el área.

Los resultados obtenidos en Hungría por Verhulst *et al.* (2004), son los más similares a los presentados en esta investigación, en relación a los sitios con historial de actividad agrícola. Los viñedos abandonados presentaron mayor riqueza y diversidad de especies, lo cual concuerda con lo reportado en el sitio AG; es probable que la sucesión vegetal en proceso y los remanentes del cultivo generen una amplia gama de recursos florísticos y de recursos disponibles que permite una distribución espacial mejor definida en la comunidad de aves.

.- Referente al conocimiento del efecto de borde y tipo de borde sobre la avifauna.

DeGraaf (1992) en su estudio de los bosques de New Hampshire no encontró diferencia significativas entre los bordes de rodales coetáneos (sutiles) y una composición de aves diferente en los rodales con bordes abruptos sin importar la edad o tamaño del fragmento, lo que en parte concuerda con lo encontrado en el presente estudio, donde la composición de especies tanto de bordes sutiles (B1) como abruptos (B3) resultan diferentes al Interior del fragmento; así también el análisis de abundancias compartidas (Sorensen) mostró resultados similares. El autor hace referencia que los bordes abruptos presentan campos abiertos o

aclareos colindantes al rodales o fragmentos, en el caso del borde 3, es un ecosistema agrícola el que vuelve inhabitable el borde para algunas especies del MET y potencializa la presencia de otras como los insectívoros terrestres que forrajean dentro del cultivo y hacen del matorral áreas de refugio, descanso o reproducción. La discordancia de debe a que el borde sutil aquí analizado (B1) tiene influencia de un cuerpo de agua temporal disponible para la fauna y permite el flujo de especies a través de los fragmentos, lo cual lo convierte a este borde en espacio atractivo para las aves en sus desplazamientos en busca de recursos.

Las características estructurales del borde, la medición de sus variables y la falta de habitat óptimo más allá de ellos son cuestiones importantes que se deben considerar al momento de dictar recomendaciones para el manejo forestal ya que pueden explicar la mayor presencia de ciertas aves en los bordes (Hawrot y Niemi, 1996) o la restricción de algunas a otras al interior de los fragmentos o rodales (Kroodsma, 1984; Rich *et al.*, 1994; King, 1997). En este estudio lo anterior es apreciable, ya que los bordes analizados en el presente estudio presenta menor densidad de plantas de porte arbustivo y un estrato alto muy definido, condiciones preferentes para especies que gustan de perchar como los granívoros, depredadores o carroñeros; gremios o especies con mayor presencia en los bordes aquí descritos. El interior denso y de gran cobertura de tallos y ramas, hace muy evidentes especies de porte arbóreo y de gran altura como las Yucas, en las cuales se observó constantemente a *Icterus gularis* e *I. graducauda*, especies abundantes y comunes en IN. Estas especies podrían ser sensibles a los bordes por los altos índices de depredación en los nidos.

Los resultados obtenidos en el estudio de Restrepo y Gómez (1998) representan una amplia gama de relaciones ecológicas analizadas bajo criterios de edad del borde, distancia hacia el interior y época del año, por lo que algunos resultados difieren de los aquí presentados ya que el presente se desarrolló en primavera y verano únicamente, otros resultados difieren o no simplemente por las características propias del matorral. Las autoras mencionan que los Nectívoros son abundantes en los bordes, pero en el matorral esto no es así, en realidad el MET es un ecosistema con pocos colibríes registrados (González, 1999; y Ramírez *et al.*

2007), los registros podrían aumentar con algunas especies migrantes en invierno, en cambio los bosques templados presentan mayor riqueza de colibríes y plantas con flores tubulares; también se menciona que los Frugívoros son abundantes en los interiores de los fragmentos, lo cual no concuerda con lo reportado en este estudio, la Chachalaca (*Ortalis vetula*) es el único frugívoro del MET y fue más abundante en el borde 1, utilizando un arroyo y su vegetación de galería para moverse hacia otros fragmentos de matorral. Los insectívoros fueron igual de abundantes en el interior y los bordes en el trabajo de las investigadoras lo cual coincide con lo reportado para el matorral en el fragmento analizado en este estudio.

Los bosques del Chaco en Argentina se distribuyen principalmente en climas semidesérticos son de porte arbustivo, micrófilo y espinoso; en la actualidad se encuentran sometidos a fuertes presiones antropogénicas tales como la fragmentación y deforestación. Estas características lo hacen un tanto parecido al MET, incluso el comportamiento de las aves respecto a la fragmentación y el efecto de borde es similar. En el caso de los bordes los Frugívoros, Granívoros e Insectívoros terrestres se registraron en mayores abundancias, lo cual coincide con los resultados presentados por López de Casenave *et al.* (1998), sin embargo, este autor menciona a los Insectívoros de corteza (carpinteros) como abundantes en el interior, lo cual difiere, ya que este gremio solo se presentó en los bordes. Esto se debe a que *Melanerpes aurifrons* y *Picoides scalaris* desarrollan la mayoría de sus actividades en el interior pero se mueven y/o desplazan utilizando los bordes (González, com. pers.), lo cual facilita su captura o avistamiento.

La sensibilidad al borde de algunas aves paserinas puede deberse a las modificaciones en el microclima, a la estructura vegetal del borde o a la abundancia de depredadores de nidos, lo cual puede determinar si una especie es exclusiva del interior o no (Brand, 2001). En el presente estudio no se reportaron especies exclusivas del interior, pero existen diferencias significativas en la abundancia de especies como *Icterus gularis*, especie común en IN, se tiene conocimiento que otros ictéridos como los tordos y córvidos como las charas tienen alta incidencia de parasitismo y/o depredación sobre los nidos de esta especie (González, com.

pers.) por lo que este resultado es similar a lo propuesto por Brand (2001). Este supuesto no aplica para todos los bolseros, ya que durante los muestreos se detectaron varios nidos de *I. gularis* en el borde 1, todos defendidos por los padres con despliegues territorialidad, por lo que las estrategias para aminorar el efecto del borde por algunas especies se vuelven importantes en la comprensión de la dinámica del borde.

Si se toman en cuenta estudios que comparan el interior de un bosque maduro con el abrupto aclareo para agricultura o desarrollo urbano las aves del matorral son especies de los bordes (Schlossberg y King, 2008). Este supuesto de los autores podría ser válido para la avifauna del MET, ya que en este estudio no se presentaron especies exclusivas del interior y la riqueza de especies es mayor en los bordes. Mencionan también que las aves de los matorrales del este de E.U.A. en fragmentos con regeneración temprana, en general, evitan los bordes. En el presente estudio no se analizaron bordes de fragmentos en regeneración, ya que la tendencia de cambio de uso de suelo en el MET es para fines agropecuarios, es decir, no se abandonan los sitios tras la modificación.

Conclusiones.

La avifauna del Matorral Espinoso Tamaulipeco asociada a sitios con historial de uso antropogénico en época de reproducción comprendió 30 especies, pertenecientes a 14 familias y 21 géneros, mientras que la analizada en los bordes e interior comprende 32 especies, agrupadas en 15 familias y 24 géneros. La avifauna total registrada en el estudio comprende 39 especies. En ambas partes del estudio la familia Icteridae fue la mejor representada. El estatus temporal de Residente (todo el año) fue el más común en el estudio. Durante los muestreos en los sitios y/o los bordes no se presentaron especies con alguna categoría de protección. El Cardenal rojo presentó abundancias importantes en los sitios de muestreo (AG = 13.33%, GI = 25.81% y CN = 12.96%) y en los bordes e interior analizados (B1 = 11.7%, B3 = 10.5% e IN = 34.4%), su variación en abundancia es debida a los sitios y/o bordes y sus condiciones. El Carbonero cresta negra, la Chara papán, el Cuitlacoche pico largo, la Paloma de alas blancas y el Bolsero de Altamira son especies comunes en el área de estudio de esta investigación.

El sitio AG presentó la mayor riqueza de especies en el análisis del historial de uso antropogénico ($S = 21$), sin embargo los sitios con historial de uso guardan semejanza en diversidad con el sitio conservado quizá debido a la vegetación secundaria del matorral. En el análisis del efecto de borde, la riqueza de especies es menor en IN ($S = 9$) y su diversidad difiere estadísticamente solo con el borde 3, esto quizá debido a que el fragmento analizado presenta una alta proporción de borde y a la homogeneidad en la estructura de la vegetación presente en el interior.

Los análisis de UPGMA y Varianza mínima para los sitios con historial de uso y el conservado mostraron composiciones de especies distintas. Los análisis de especies con abundancias compartidas mostraron los mismos resultados. Por lo que sin duda las

características estructurales de la vegetación en cada uno de los sitios tienen efectos sobre la composición de especies o la medición de la diversidad β .

Los bordes no presentaron similitud en su composición de especies o en abundancias compartidas con el interior, en ninguno de los análisis realizados. El efecto de borde, la estructura de vegetación presente en él, el tipo de borde y el tipo de vegetación frente a él, tienen sin duda impacto en la composición cualitativa y cuantitativa de las aves del matorral.

Los sitios GI y CN presentaron mayor cantidad de gremios alimenticios (7 grupos), mientras que AG presentó solo 5, siendo el gremio de los Insectívoros terrestres el más abundante en los tres sitios. En el análisis de la composición de gremios por sitio, los sitios con historial de uso fueron similares y diferentes ambos al sitio CN. Los sitios AG y GI tienen especies afines a la vegetación con disturbio o asociadas a la vegetación secundaria.

El interior del fragmento presentó la riqueza de gremios alimenticios más baja (5 grupos) mientras el borde 1 presentó 9 grupos. Los Insectívoros terrestres son dominantes en el interior y borde 3, mientras que los Omnívoros fueron más abundantes en borde 1; esto quizá debido una mayor disponibilidad de recursos en B1. La composición de gremios es relativamente similar en los bordes y ambos no presentan similitud con el interior. Se concluye que la heterogeneidad en la estructura de los bordes influye en la distribución y disponibilidad de recursos alimenticios. Los espacios abiertos y sitios de percha disponibles facilitan el aprovechamiento de esos recursos.

Conclusión general y recomendaciones.

El historial de uso, el borde y el tipo de borde modifican cualitativa y cuantitativamente la composición de especies en el MET, la riqueza de especies es mayor en sitios con modificaciones uso de suelo y en donde la vegetación cambia sutil o abruptamente su composición y estructura. En los sitios, la regeneración y plantas asociadas a disturbios; y en los bordes, la estructura vertical y la alta disponibilidad de recursos son probablemente las causas de los cambios en la comunidad ornitológica.

El Interior de un fragmento se puede definir como el área dentro de un fragmento que genera condiciones de confort a las especies sensibles al borde. Es densodependiente, es móvil espacial y temporalmente. El ancho del borde y/o la sensibilidad pueden ser medidos en investigaciones futuras con muestreos graduales hacia el interior, utilizando redes ornitológicas. Es importante considerar la forma y tamaño del fragmento y su proporción de borde; evitar muestrear aclareos o desmontes en formas irregulares.

Es prioridad de la conservación desarrollar investigaciones en el MET que aborden la problemática del paisaje, sus perspectivas y proyecciones; y el posible efecto sobre la biodiversidad. Las áreas remanentes de matorral sin alteración son objetivos de gran interés ecológico.

Literatura Citada.

Alanís, E. 2006. Diversidad de especies arbóreas y abustivas en áreas con distinto historial de uso antropogénico en el matorral espinoso tamaulipeco. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, Nuevo León, México. pp: 93-95.

American Ornithologist Union. 1983. The Check-list of North-American Birds. 7th Edition. American Ornithologist Union, Washington, DC, USA.

Anderson, S. H., Mann, K. y Shugart, H. H. 1977. The effect of transmission-line corridors on bird population. *Am. Midl. Nat.* (97): 216-221.

Berlanga, H., Rodríguez, V., Oliveras, A., Escobar, M., Rodríguez, L., Vieyra, J. y Vargas, V. 2008. Red de Conocimientos sobre las Aves de México (AVESMX). CONABIO.

Brand, L. A. y George, T. L. 2001. Response of passerine birds to forest edge in coast redwood forest fragments. *The Auk.* 118(3): 678-686.

Brittingham, M. C. y Temple, S. A. 1983. Have cowbirds caused forest songbirds to decline? *BioScience.* (33): 31-35.

Boren, J. C., Engle, D. M., Palmer, M. W., Masters, R. E. y Criner, T. 1999. Land use change effects on breeding bird community composition. *J. Range Manage.* 52:420-430.

Cavazos, T. y Molina, V. M. 1992. Climatic records for the citrus region of Nuevo Leon. Reporte Tecnico Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo Leon. Linares, Nuevo León, México. 1:1-65 pp.

Cotera, M. 2012. Profesor Titular "B" T.C. Departamento Agroforestal, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L. Comunicación personal. Noviembre.

DeGraaf, R. M. 1992. Effects of even-aged management on forest birds at northern hardwood stand interfaces. *Forestry and Ecology Management.* (46): 95-110.

Diamond, D., Riskind, D., Orzell, S. 1987. A framework for plant community classification and conservation in Texas. *Texas Journal of Science.* 39:202-221.

Dunn, J. L. y Alderfer, J. 2006. National Geographic Field Guide to the Birds of North America. Fifth Edition. The National Geographic Society.

Elhrich, R. P., Dobkin, D. S. y Wheye, D. 1988. The birders handbook. A fireside book published by Simon y Schuster Inc. New York. 785 pp.

Escalante, P., Sada, A. M. y Robles, J. 1998. Listado de nombres comunes de las Aves de México. Comisión Nacional para el uso y conocimiento de la Biodiversidad (CONABIO). México.

Estrada, E., Marroquín, F. 1988. Leguminosas de Nuevo León: Sinopsis de las especies de Linares. Reporte Científico No. 9, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares, Nuevo León, México. pp. 2-3.

Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. J. Wild. Manage. (61): 603-610.

Flaspohler, D. J., Temple, S. A. y Rosenfield, R. N. 2001. Species-specific edge effects on nest success and breeding bird density in a forested landscape. Ecological Applications. 11: 32-46.

Foroughbakhch, R., Peñaloza, R. 1988. Introducción de 10 especies forestales en el matorral del noreste de México. Reporte Científico No. 8, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares, Nuevo León, México. 33 pp.

García, E. 1973. Modificación al sistema de clasificación climática de Koppen. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F., México.

García, J. y Jurado, E. 2008. Caracterización del matorral con condiciones prístinas en Linares N. L., México. Ra Ximhai Vol. 4. Número 1, enero – abril 2008, pp: 1-21.

Gates, J. E. y Gysel, L. W. 1978. Avian nest dispersión and fledging succes in field-forest ecotones. Ecology. (59): 871-883.

Gobierno del Estado de Tamaulipas. 2011. Plan Estatal de Desarrollo Tamaulipas 2011-2016. Cd. Victoria, Tamaulipas, México.

González, E. G. 1984. Análisis cualitativo y cuantitativo de las poblaciones de aves en el Baño de San Ignacio, Linares, Nuevo León, México. Tesis de Maestría. Facultad de Silvicultura y Manejo de Recursos Renovables. Universidad Autónoma de Nuevo León. 56 pp.

González, J. I. 1999. Aves del matorral espinoso tamaulipeco y efecto de la fragmentación sobre su diversidad en el Ejido Vistahermosa, Municipio de Linares, Nuevo León, México. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. San Nicolás de los Garza, Nuevo León, México.

González, J. I. 2010. Profesor Investigador Titular "C" T.C. Laboratorio de Biología de la Conservación, Facultad de Ciencias Biológicas, U.A.N.L. Comunicación personal. Octubre.

González, J. I., Contreras, A. J., García, J. A. y Torres, J. M. 1998. The avifauna of Anahuac, Northern Nuevo Leon, Mexico. *Journal of the Arizona-Nevada Academy of Science*. Vol. 31(2): 127-137.

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

Hawrot, R. Y. y Niemi, G. J. 1996. Effects of edge type and patch shape on avian communities in a mixed conifer-hardwood forest. *The Auk*. 113(3): 586-598.

Hutchenson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *J. theor. Biol.* 29, 151-154.

Johnston, V. R. 1947. Breeding birds of the forest edge in Illinois. *Condor* (49): 45-53.

Jurado, E. y Reid, N. 1989. Influencia de factores edáficos, topográficos y perturbaciones sobre el matorral espinoso tamaulipeco en Linares N.L. Reporte Científico No. 10, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, Nuevo León, México. Pp 4-5, 17-18.

King, D. I., Griffin, C. R. y DeGraaf, R. M. 1997. Effect of clearcut borders on distribution and abundance of forest birds in northern New Hampshire. *Wilson Bull.* 109(2): 239-245.

Kovach, W. L. 2003. MVSP A multivariate Statistical Package for Windows, ver. 3.2. Kovach Computing Services. Pentraeth, Gales, Reino Unido.

Kroodsma, R. L. 1982. Edge effect on breeding forest birds along a power-line corridor. *J. Appl. Ecol.* (1): 361-370.

Kroodsma, R. L. 1984. Effect of edge on breeding forest bird species. *Wilson Bull.* 96: 426-436.

- Lay, D. W. 1938. How valuable are woodland clearings to birdlife? *Wilson Bull.* (50): 254-256.
- Lindell, C. A., Riffell, S. K., Kaiser, S. A., Battin, A. L., Smith, M. L. y Sisk, T. D. 2007. Edge responses of tropical and temperate birds. *Wilson Journal of Ornithology.* 119: 205-220.
- López de Casenave, J., Pelotto, J. P., Caziani, S. M., Mermoz, M. y Protomastro J. 1998. Responses of avian assemblages to a natural edge in a chaco semiarid forest in Argentina. *The Auk.* 115(2): 435-435.
- MacArthur, R. H. y MacArthur, J. W. 1961. On bird species diversity. *Ecology.* (42): 594-598.
- MacArthur, R. H. y Wilson, E. O. 1967. *The theory of islands biogeography.* Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey.
- McElveen, J. H. 1981. The edge effect on a forest bird community in North Florida. *Proc. Ann. Conf. Southeastern Assoc. Fish Wildl. Agencies.* (31): 212-215.
- Maestas, J. D., Knight, R. L. y Gilgert, W. C. 2003. Biodiversity across a Rural Land-Use Gradient. *Conservation Biology.* 17(5): 1425-1434.
- Magurran, A. 1988. *Ecological diversity and its measurement.* Princeton University Press. New Jersey. E.U.A. 179 pp.
- Martin, T. E., Finch, D. M. 1995. *Ecology and management of neotropical migratory birds.* Oxford University Press. E.U.A. 489 pp.
- Medina, C. 1995. Fitodiversidad en relación al tamaño de fragmentos remanentes de matorral, en Linares, N. L. México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares, Nuevo León, México. pp: 1-6.
- Morse, S. F. y Robinson, S. K. 1999. Nesting success of a neotropical migrant in a multiple-use, forested landscape. *Conservation Biology.* 13: 327-337.
- Morrison, L. M., Marcot, B. G., Mannan, R. W. 1992. *Wildlife-habitat relationships: Concepts and Applications.* The University of Wisconsin Press. E.U.A. 363 pp.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. *Tree.* 10(2): 58-62.
- Murphy, M. T. 2003. Avian population trends within the evolving agricultural landscape of Eastern and Central, United States. *The Auk.* 120(1): 20-34.

Noss, R. F. 1991. Effects of edge and internal patchiness on avian habitat use in an old-growth Florida hammock. *Natural Areas Journal*. 11: 34-37.

Parker, T. H., Stansberry, B. M., Becker, C. D. y Gipson, P. S. 2005. Edge and area effects on the occurrence of migrant forest songbirds. *Conservation Biology*. 19:1157-1167.

Qullin, R. W. y Holleman, R. 1918. The breeding birds of Bexar, County, Texas. *Condor*. 20(1): 37-44.

Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E., DeSante, D. F., Milá, B. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, 46 p.

Ramírez, J. E., Martínez, F., Vazquez, J. C. 2007. Listado avifaunístico de un matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. *Huitzil*. 8: 1-10.

Restrepo, C. y Gómez, Natalia. 1998. Responses of understory birds to anthropogenic edges in a neotropical montane forest. *Ecological applications*. 8(1), pp: 170-183.

Rich, A. C., Dobkin, D. S. y Niles, L. J. 1994. Defining forest fragmentation by corridor width: the influence of narrow forest-dividing corridors on forest-nestings birds in New Jersey. *Cons. Biol*. 8: 1109-1121.

Robbins, C. S. 1978. Census techniques for forest birds. pp. 142-163. En Proc. Workshop management of southern forest for nongame birds. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rept. SE-14.

Rodenhouse, N. L., Best, L. B., O'connor, R. J., Bolliger, E. K. 1995. Effects of agricultural practices and farmland structures. 269-293 pp. En Martín, T. E., Finch, D. M. 1995. Ecology and management of neotropical migratory birds. Oxford University Press. E.U.A. pp: 489.

Rzedowski, J. 1981. Vegetación de México. Editorial Limusa. México. 432 p.

Schlossberg, S. y King, D. I. 2008. Are shrubland birds edge specialists? *Ecological Applications*. 18(6): 1325-1330.

Semarnat. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Diario Oficial de la Federación (DOF), jueves 30 de diciembre de 2010.

Shannon, C. 1948. The mathematical theory of communication. En C. E. Shannon; W. Weaver (Ed). Univ. of Illinois. Press 134-154.

Sneath, P. H. A. y Sokal, R. R. 1973. Numerical taxonomy. The principles and practice of numerical classification. 573 pp.

Strelke, W. K. y Dickson, J. G. 1980. The utilized territory of the Ovenbird. *Wilson Bull.* (71): 125-140.

Student. 1908. The probable error of a mean. *Biometrika.* 6(1): 1-25.

Temple, S. A. 1986. Predicting impacts of habitat fragmentation on forest birds: a comparison of two models. Pp. 301-304 en *Wildlife 2000: Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. En: Verner, J., Morrison, M. L. y Ralph, C. J., Eds. University of Wisconsin Press, Madison. E.U.A.

Tewksbury, J. J., Black, A. E., Nur, N., Saab, V. A., Logan, B. D. y Dobkin, D. S. 2002. Effects of anthropogenic fragmentation and livestock grazing on western riparian bird communities. *Studies in Avian Biology.* 25:158-202.

Thompson, F. R., Dijak, W. D., Kulowiec, T. G. y Hamilton, D. A. 1992. Breeding bird populations in Missouri Ozark forests with and without clearcutting. *Journal of Wildlife Management.* 56: 23-30.

Treviño, E., Akca, A., Návar, J., Jiménez, J., Aguirre, O. 1996. Detection of land use change by satellite imagery in the municipality of Linares, Nuevo León México. *Mem. of the Fifth International Conference on Desert Development the endless frontier*. Texas Tech University. Lubbock, Texas, E.U.A.

Treviño, E., Acka, A., Jurado, E. y Barajas, L. 1997. Análisis retrospectivo y situación actual de la vegetación en el municipio de Linares, Nuevo León. *Memorias del VIII Simposio de la Sociedad Latinoamericana de Percepción Remota*. Mérida, Venezuela. pp:11

Verástegui, C. J., Treviño, E. J., Vázquez A. R., Pissani, A. y Olivares, E. 2000. Evaluación de los cambios de uso del suelo en la región citrícola de Nuevo León, México. *Revista SELPER*, 16(1-2): 23-29.

Verhulst, J., Báldi, A. y Kleijn D. 2004. Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary. *Agriculture, Ecosystems and Environment.* 104: 465-473.

Villalón, H. 1989. Ein Beitrag zur Verwertung von Biomasseproduktion und deren Qualität für die forst-und landwirtschaftliche Nutzung des Matorrals in der Gemeinde Linares, N. L., Mexiko. Tesis doctoral. Georg-August-Universität Göttingen. pp: 106-108.

Ward, J. H. Jr. 1963. Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function. Journal of The American Statistical Association. 58(301): 236-244.

Whitcomb, R. F., Robbins, C. S., Lynch, J. F., Witcomb, B. L., Klimkiewicz, M. K. y Bystrak. 1981. Effect of forest fragmentation on avifauna of the Eastern deciduous forest. Pp. 125-205. En: Forest island dynamics in man-dominant land scapes. Springer-Verlag, Inc., New York, New York. E.U.A.

Woerner, M. 1991. Los suelos bajo vegetación de matorral del noreste de México descritos a través de ejemplos en el Campus Universitario de la U. A. N. L., Linares, N. L. Reporte Científico No. 22. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, Nuevo León, México. pp: 1-9.

ANEXO I. Avifauna del matorral espinoso tamaulipeco presente en sitios con historial de uso antropogénico y un sitio conservado.

Familia (AOU Check-list)	Nombre Científico	Nombre en Español (Escalante, 1998)	Nombre en Inglés (AOU Check- list)	Estatus Temporal (CONABIO, Avesmx.net)	Estatus de Protección (NOM-059- SEMARNAT -2010)
Cracidae	<i>Ortalis vetula</i>	Chachalaca vetula	Plain chachalaca	Residente (todo el año)	Sin categoría
Accipitridae	<i>Circus cyaneus</i>	Gavilán rastrero	Northern harrier	Migratorio (en época de no reproducción)	Sin categoría
Columbidae	<i>Columbina passerina</i>	Tórtola coquita	Common ground dove	Residente (todo el año)	Sin categoría
Columbidae	<i>Zenaida asiatica</i>	Paloma ala blanca	Zenaida dove	Residente (en época de reproducción)	Sin categoría
Columbidae	<i>Zenaida macroura</i>	Paloma huilota	Mourning dove	Migratorio (en época de no reproducción)	Sin categoría
Cuculidae	<i>Coccyzus americanus</i>	Cuclillo pico amarillo	Yellow billed cuckoo	Residente (en época de reproducción)	Sin categoría
Trochilidae	<i>Cynanthus latirostris</i>	Colibrí pico ancho	Broad billed hummingbird	Residente (en época de reproducción)	Sin categoría
Picidae	<i>Melanerpes aurifrons</i>	Carpintero Cheje	Golden fronted woodpecker	Residente (todo el año)	Sin categoría
Picidae	<i>Picoides scalaris</i>	Carpintero mexicano	Ladder backed woodpecker	Residente (todo el año)	Sin categoría
Tyrannidae	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Papamoscas tirano	Brown crested flycatcher	Residente (en época de reproducción)	Sin categoría
Tyrannidae	<i>Tyrannus melancholic us</i>	Tirano tropical	Tropical kingbird	Residente (todo el año)	Sin categoría
Corvidae	<i>Corvus cryptoleucus</i>	Cuervo llanero	Chihuahuan raven	Residente (todo el año)	Sin categoría
Corvidae	<i>Cyanocorax morio</i>	Chara papán	Brown jay	Residente (todo el año)	Sin categoría
Corvidae	<i>Cyanocorax yincas</i>	Chara verde	Green jay	Residente (todo el año)	Sin categoría

Paridae	<i>Baeolophus atricristatus</i>	Carbonero cresta negra	Black crested titmouse	Residente (todo el año)	Sin categoría
Remizadae	<i>Auriparus flaviceps</i>	Baloncillo	Verdin	Residente (todo el año)	Sin categoría
Mimidae	<i>Mimus polyglottos</i>	Centzontle norteño	Northern mockingbird	Residente (todo el año)	Sin categoría
Mimidae	<i>Toxostoma longirostre</i>	Cuitlacoche pico largo	Long billed trasher	Residente (todo el año)	Sin categoría
Emberizadae	<i>Arremonops rufivirgatus</i>	Rascador oliváceo	Olive sparrow	Residente (todo el año)	Sin categoría
Cardinalidae	<i>Cardinalis cardinalis</i>	Cardenal rojo	Northern cardinal	Residente (todo el año)	Sin categoría
Cardinalidae	<i>Cardinalis sinuatus</i>	Cardenal pardo	Pyrrhuloxia	Residente (todo el año)	Sin categoría
Cardinalidae	<i>Passerina caerulea</i>	Picogordo azul	Blue grosbeak	Residente (en época de reproducción)	Sin categoría
Cardinalidae	<i>Passerina versicolor</i>	Colorín morado	Varied bunting	Residente (en época de reproducción)	Sin categoría
Icteridae	<i>Agelaius phoeniceus</i>	Tordo sargento	Red winged blackbird	Residente (todo el año)	Sin categoría
Icteridae	<i>Icterus cucullatus</i>	Bolsero encapuchado	Hooded oriole	Residente (en época de reproducción)	Sin categoría
Icteridae	<i>Icterus graducauda</i>	Bolsero cabeza negra	Audubon's oriole	Residente (todo el año)	Sin categoría
Icteridae	<i>Icterus gularis</i>	Bolsero de Altamira	Altamira oriole	Residente (todo el año)	Sin categoría
Icteridae	<i>Molothrus aeneus</i>	Tordo ojo rojo	Bronzed cowbird	Residente (todo el año)	Sin categoría
Icteridae	<i>Molothrus ater</i>	Tordo cabeza café	Brown headed cowbird	Residente (todo el año)	Sin categoría
Icteridae	<i>Quiscalus mexicanus</i>	Zanate mayor	Great tailed grackle	Residente (todo el año)	Sin categoría

Anexo II. Avifauna presente por sitio con historial de uso y en el sitio conservado.

Especie	AG	GI	CN
<i>Ortalis vetula</i>		X	X
<i>Circus cyaneus</i>			X
<i>Columbina passerina</i>	X	X	X
<i>Zenaida asiatica</i>	X		
<i>Zenaida macroura</i>	X		X
<i>Coccyzus americanus</i>	X		
<i>Cynanthus latirostris</i>		X	
<i>Melanerpes aurifrons</i>	X	X	
<i>Picoides scalaris</i>	X	X	
<i>Myiarchus tyrannulus</i>			X
<i>Tyrannus melancholicus</i>			X
<i>Corvus cryptoleucus</i>	X		
<i>Cyanocorax morio</i>	X	X	X
<i>Cyanocorax yincas</i>	X		X
<i>Baeolophus atricristatus</i>	X	X	
<i>Auriparus flaviceps</i>	X	X	
<i>Mimus polyglottos</i>	X		
<i>Toxostoma longirostre</i>			X
<i>Arremonops rufivirgatus</i>		X	X
<i>Cardinalis cardinalis</i>	X	X	X
<i>Cardinalis sinuatus</i>	X	X	
<i>Passerina caerulea</i>			X
<i>Passerina versicolor</i>	X	X	
<i>Agelaius phoeniceus</i>	X		
<i>Icterus cucullatus</i>			X
<i>Icterus graducauda</i>	X		
<i>Icterus gularis</i>		X	X
<i>Molothrus aeneus</i>	X		
<i>Molothrus ater</i>	X	X	
<i>Quiscalus mexicanus</i>	X		X

Anexo III. Avifauna presente en bordes con influencia antropogénica y el interior de un fragmento de matorral espinoso tamaulipeco.

Familia (AOU Check-list)	Nombre Científico	Nombre en Español (Escalante, 1998)	Nombre en Inglés (AOU Check-list)	Estatus Temporal (CONABIO, Avesmx.net)	Estatus de Protección (NOM-059-SEMARNAT-2010)
Cracidae	<i>Ortalis vetula</i>	Chachalaca vetula	Plain chachalaca	Residente (todo el año)	Sin categoría
Accipitridae	<i>Circus cyaneus</i>	Gavilán rastrero	Northern harrier	Migratorio (en época de no reproducción)	Sin categoría
Accipitridae	<i>Elanus leucurus</i>	Milano cola blanca	White tailed kite	Residente (todo el año)	Sin categoría
Falconidae	<i>Caracara plancus</i>	Caracara quebranta-huesos	Crested caracara	Residente (todo el año)	Sin categoría
Columbidae	<i>Columbina passerina</i>	Tórtola coquita	Common ground dove	Residente (todo el año)	Sin categoría
Columbidae	<i>Patagioenas flavirostris</i>	Paloma morada	Red billed pigeon	Residente (todo el año)	Sin categoría
Columbidae	<i>Zenaida asiatica</i>	Paloma ala blanca	Zenaida dove	Residente (en época de reproducción)	Sin categoría
Columbidae	<i>Zenaida macroura</i>	Paloma huilota	Mourning dove	Migratorio (en época de no reproducción)	Sin categoría
Cuculidae	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	Garrapatero pijuy	Groove billed ani	Residente (todo el año)	Sin categoría
Cuculidae	<i>Geococcyx californianus</i>	Correcaminos norteño	Greater roadrunner	Residente (todo el año)	Sin categoría
Picidae	<i>Melanerpes aurifrons</i>	Carpintero cheje	Golden fronted woodpecker	Residente (todo el año)	Sin categoría
Picidae	<i>Picoides scalaris</i>	Carpintero mexicano	Ladder backed woodpecker	Residente (todo el año)	Sin categoría
Tyrannidae	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Papamoscas tirano	Brown crested flycatcher	Residente (en época de reproducción)	Sin categoría
Tyrannidae	<i>Tyrannus couchii</i>	Tirano silbador	Couch's kingbird	Residente (todo el año)	Sin categoría

Corvidae	<i>Corvus cryptoleucus</i>	Cuervo llanero	Chihuahuan raven	Residente (todo el año)	Sin categoría
Corvidae	<i>Cyanocorax morio</i>	Chara papán	Brown jay	Residente (todo el año)	Sin categoría
Corvidae	<i>Cyanocorax yincas</i>	Chara verde	Green jay	Residente (todo el año)	Sin categoría
Paridae	<i>Baeolophus atricristatus</i>	Carbonero cresta negra	Black crested titmouse	Residente (todo el año)	Sin categoría
Poliptilidae	<i>Poliptila caerulea</i>	Perlita azul gris	Blue gray gnatcatcher	Residente (todo el año)	Sin categoría
Mimidae	<i>Mimus polyglottos</i>	Centzontle norteño	Northern mockingbird	Residente (todo el año)	Sin categoría
Mimidae	<i>Toxostoma longirostre</i>	Cuitlacoche pico largo	Long billed trasher	Residente (todo el año)	Sin categoría
Parulidae	<i>Icteria virens</i>	Buscabreña	Yellow breasted chat	Migratorio (transitorio o de paso)	Sin categoría
Emberizidae	<i>Arremonops rufivirgatus</i>	Rascador oliváceo	Olive sparrow	Residente (todo el año)	Sin categoría
Cardinalidae	<i>Cardinalis cardinalis</i>	Cardenal rojo	Northern cardinal	Residente (todo el año)	Sin categoría
Cardinalidae	<i>Cardinalis sinuatus</i>	Cardenal pardo	Pyrrhuloxia	Residente (todo el año)	Sin categoría
Cardinalidae	<i>Passerina caerulea</i>	Picogordo azul	Blue grosbeak	Residente (en época de reproducción)	Sin categoría
Cardinalidae	<i>Passerina versicolor</i>	Colorín morado	Varied bunting	Residente (en época de reproducción)	Sin categoría
Icteridae	<i>Icterus cucullatus</i>	Bolsero encapuchado	Hooded oriole	Residente (en época de reproducción)	Sin categoría
Icteridae	<i>Icterus graducauda</i>	Bolsero cabeza negra	Audubon's oriole	Residente (todo el año)	Sin categoría
Icteridae	<i>Icterus gularis</i>	Bolsero de Altamira	Altamira oriole	Residente (todo el año)	Sin categoría
Icteridae	<i>Icterus spurius</i>	Bolsero castaño	Orchard oriole	Migratorio (transitorio o de paso)	Sin categoría
Icteridae	<i>Quiscalus mexicanus</i>	Zanate mayor	Great tailed grackle	Residente (todo el año)	Sin categoría

Anexo IV. Avifauna presente por bordes e interior.

Especie	Borde 1	Borde 3	Interior
<i>Ortalis vetula</i>	x		
<i>Circus cyaneus</i>	x	x	
<i>Elanus leucurus</i>	x		
<i>Caracara plancus</i>	x		
<i>Columbina passerina</i>	x	x	
<i>Patagioenas flavirostris</i>	x		
<i>Zenaida asiatica</i>	x	x	
<i>Zenaida macroura</i>	x	x	
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	x		
<i>Geococcyx californianus</i>	x	x	x
<i>Melanerpes aurifrons</i>	x		
<i>Picoides scalaris</i>	x		
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	x		
<i>Tyrannus couchii</i>		x	x
<i>Corvus cryptoleucus</i>	x	x	
<i>Cyanocorax morio</i>	x	x	
<i>Cyanocorax yincas</i>	x	x	x
<i>Baeolophus atricristatus</i>		x	
<i>Polioptila caerulea</i>	x	x	
<i>Mimus polyglottos</i>	x		
<i>Toxostoma longirostre</i>	x	x	x
<i>Icteria virens</i>	x		
<i>Arremonops rufivirgatus</i>	x	x	x
<i>Cardinalis cardinalis</i>	x	x	x
<i>Cardinalis sinuatus</i>		x	
<i>Passerina caerulea</i>		x	
<i>Passerina versicolor</i>	x	x	
<i>Icterus cucullatus</i>	x	x	
<i>Icterus graducauda</i>	x	x	x
<i>Icterus gularis</i>	x	x	x
<i>Icterus spurius</i>		x	
<i>Quiscalus mexicanus</i>		x	