

**INSTITUTO POTOSINO DE INVESTIGACIÓN  
CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA, A.C.**

**POSGRADO EN CIENCIAS APLICADAS**

**Respuesta de la avifauna a los cambios en la  
estructura vegetal en un gradiente de  
degradación del altiplano potosino**

Tesis que presenta

**Rosario de Fátima Garza Hurtado**

Para obtener el grado de

**Maestra en Ciencias Aplicadas**

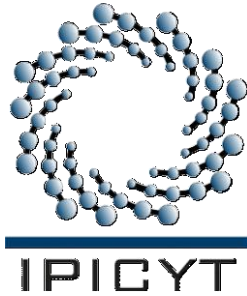
En la opción de

**Ciencias Ambientales**

**Director de la Tesis:**

**Dr. Leonardo Chapa Vargas**

San Luis Potosí, S.L.P., Noviembre de 2011



## Constancia de aprobación de la tesis

La tesis “**Respuesta de la avifauna a los cambios en la estructura vegetal en un gradiente de degradación del altiplano potosino**” presentada para obtener el Grado de Maestro(a) en Ciencias Aplicadas en la opción de Ciencias Ambientales fue elaborada por **Rosario de Fátima Garza Hurtado** y aprobada el **02 de noviembre de 2011** por los suscritos, designados por el Colegio de Profesores de la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

---

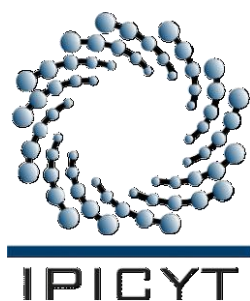
Dr. Leonardo Chapa Vargas  
(Director de la tesis)

---

Dra. Elisabeth Huber Sannwald  
(Asesor de la tesis)

---

Dr. Javier Salgado Ortiz  
(Asesor de tesis)



## **Créditos Institucionales**

Esta tesis fue elaborada en el Laboratorio de Ecología de la División de Ingeniería Ambiental y Manejo de Recursos Naturales Renovables del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., bajo la dirección del Dr. Leonardo Chapa Vargas.

Durante la realización del trabajo el autor recibió una beca académica del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (232605) y del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A. C.

Este trabajo de investigación fue financiado por el proyecto de Fondos mixtos del estado de San Luis Potosí No. FMSP-2008-CO2-104322, concedido al Dr. Leonardo Chapa Vargas.

Página en Blanco que se va a utilizar para colocar la copia del acta de examen.

## Dedicatorias

*“Es difícil evitar la personificación de la naturaleza, pero por naturaleza solo entiendo la acción sumada y el producto de numerosas leyes naturales, y por leyes la secuencia de sucesos tal como ha sido comprobada por nosotros”*

*Charles Darwin.*

Esta tesis esta dedicada a todas aquellas personas, que motivaron mi incursionar en las ciencias ambientales, cuya pasión e ideas ha influenciado mi pensamiento y han sido el semiento de lo que espero sea un largo y noble camino en el exploración y divulgación de los fenómenos naturales.

## Agradecimientos

Al Dr. Leonardo Chapa Vargas por los conocimientos que he adquirido gracias a el, por sus consejo, sobre todo por la dedicación a este proyecto.

A la Dra. Elisabeth Huber Sannwald quien con su pasión y entrega a la labor de generar conocimientos y trasmitirlo a sus estudiantes ha influenciado e inspirado mi pensamiento, y por sus invaluable comentarios y consejos al realizar esta tesis.

Al Dr. Javier Salgado Ortiz por sus valiosos comentarios, por abrirme las puertas del laboratorio de ornitología y bríndame su asesoría.

A la Dra. Ma. Teresa Álvarez Ramírez y al Biol. David Tafolla Venegas por su amabilidad al instruirme en el área de hematología y parasitología.

A la M.C. Karina Monzalvo Santos por su indispensable ayuda, gracias a sus conocimientos y experiencia salimos adelante con el trabajo de campo.

A Romina por su entusiasmo, compañía, gran ayuda en campo y la amistad que me ha brindado estos años.

A Facundo, mi compañero de aventuras, por sobrellevar junto a mí esta etapa con paciencia y pasión por la ciencia, por sus consejos, conocimientos, incondicional apoyo y afecto, por acompañarme y cuidarme en campo, a pesar de las adversidades.

Especialmente a *esa mujer de mirada soñadora*, mi madre, gracias por la dedicación y esfuerzos en mí formación humana. Por su apoyo y respeto en cada una de las decisiones que he tomado, porque siempre ha estado al pie del cañón a mí lado.

Al laboratorio de ecología de la división de ciencias ambientales y al laboratorio de biotecnología, medicina y pecuaria de la división de biología molecular del IPICYT, por facilitarme el acceso a sus microscopios.

Al los miembros del laboratorio de ornitología de la Universidad Michoacana San Nicolás de Hidalgo por recibirme durante mi estancia. Particularmente a Liz por su asesoría y a Antonio por bríndame morada.

A mis compañeros por su consejo, ayuda y amistad durante mi estancia en el IPICYT.

# Contenido

Constancia de aprobación de la tesis	ii
Créditos Institucionales	iii
Acta de examen	iv
Dedicatoria	v
Agradecimientos	vi
Lista de Tablas	x
Lista de Figuras	xi
Anexos	xiv
Abreviaturas	xv
Resumen	xvi
Abstract	xvii
<b>Capítulo I.</b> Caracterización de la estructura y composición vegetal de los izotales en los municipios de Charcas y Catorce, SLP, a lo largo de un gradiente de degradación antropogénica	<b>1</b>
1. Introducción	1
1.1. Antecedentes del aprovechamiento de los izotales en el altiplano potosino	2
1.2. Aprovechamiento actual de los izotales y diversificación de las actividades productivas en la zona de estudio	4
2. Preguntas de investigación	5
3. Hipótesis	6
4. Objetivos	6
5. Metodología	7
5.1. Descripción de la zona de estudio	7
5.2. Sitios de estudio	8
5.3. Trabajo de campo	9
5.3.1. Cobertura del suelo en el estrato herbáceo	10
5.3.2. Estrato arbustivo	10
5.4. Análisis de los datos	12

6. Resultados	14
6.1. Cobertura vegetal en el estrato herbáceo	14
6.2. Diversidad vegetal	14
6.3. Densidad y altura de arbustos y árboles	18
7. Discusión	20
8. Conclusión	23
9. Bibliografía	24
<b>Capítulo II. Efectos de la degradación de izotales sobre el estrés ecológico evaluado en el perfil hematológico de las aves residentes del altiplano potosino</b>	<b>27</b>
1. Introducción	27
2. Preguntas de investigación	31
3. Hipótesis	32
4. Objetivos	32
5. Metodología	33
5.1. Zona de estudio	33
5.2. Toma de muestras de sangre	33
5.3. Análisis de muestras de sangre	35
5.4. Determinación del índice morfométrico	37
5.5. Análisis estadísticos	38
6. Resultados	39
7. Discusión	43
8. Conclusión	47
9. Bibliografía	48
<b>Capítulo III. Descripción de los atributos de la comunidad avifaunística y la densidad poblacional de especies representativas en un gradiente de degradación antropogénica en el izotal del altiplano potosino</b>	<b>51</b>
1. Introducción	51
2. Preguntas de investigación	53
3. Hipótesis	54
4. Objetivos	54
5. Metodología	55
5.1. Selección de los sitios de muestreo	55



5.2. Atributos de la comunidad	55
5.2.1. Trabajo de campo	55
5.2.2. Análisis de los datos	56
5.3. Densidad poblacional	60
5.3.1. Especies de estudio	60
5.3.2. Trabajo de campo	61
5.3.3. Análisis de los datos	54
6. Resultados	65
6.1. Atributos de la comunidad avifaunística	65
6.2. Densidades poblacionales	70
7. Discusión	74
8. Conclusión	79
9. Bibliografía	80

## Lista de tablas

1. Porcentaje de cobertura vegetal a través de un gradiente de degradación por pastoreo y extracción de yucas en izotales del altiplano Potosino. IMD=Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado, P=Poblado.	14
2. Número de individuos por hábitat y especie a los cuales se les realizó frotis sanguíneo. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado	39
3. Requerimientos específicos de las especies para las cuales se estimó su densidad poblacional	60
4. Individuos capturados durante el estudio. IMD=Izotal moderadamente degradado, IAD=Izotal altamente degradado, P= Poblado	65
5. Resultados de los índices de Similitud. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado, P= Poblado	69

## Lista de figuras

1. Localización los de municipio de Charcas y Catorce, S. L. P, y de los sitios de estudio (INEGI 2011)	9
2. Diagrama de la parcela circular y los dos transectos que la cruzan	11
3. Hoja de registro de los datos de campo correspondientes a la vegetación	12
4. Curvas de rarefacción de riqueza de especies vegetales para los tres niveles del gradiente. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media	15
5. Comparación de la riqueza de especies observada (Mao Tao) y la riqueza de especies estimada (Chao 2). IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media	16
6. Curvas de rarefacción del Índice de Shannon para la comunidad vegetal. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media	17
7. Curvas de rarefacción del Índice de Simpson para la comunidad vegetal. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media	18
8. Altura y densidad de especies arbustivas. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Los números dentro de la barra es el valor de la media obtenida y las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media	19
9. Altura y densidad de especies arbóreas. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Los números dentro de la barra corresponden al valor de la media obtenida y las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media	19
10. Extracción de una muestra de sangre de la vena yugular	36
11. Leucocitos: Linfocito (a),	36
12. Leucocitos: Heterófilo (b)	36
13. <i>Haemoproteus</i> sp. (a)	36
14. <i>Plasmodium</i> sp. (b)	36
15. <i>Leucocytozoon</i> sp. (c)	36
16. <i>Trypanosoma</i> sp	37

17. <i>Trypanosoma sp</i>	37
18. Filaria	37
19. Filaria	37
20. Proporción H:L para las especies <i>Amphispiza bilineata</i> (a), <i>Carpodacus mexicanus</i> (b), y <i>Melospiza fusca</i> (c). IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Los números dentro de la barra representan la media y las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media	41
21. Carga de hemopárasitos para las especies <i>Amphispiza bilineata</i> (a), <i>Carpodacus mexicanus</i> (b), y <i>Melospiza fusca</i> (c). IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Los números dentro de la barra representan la media y las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media	41
22. Índice morfométrico por cada 100 leucocitos contados para las especies <i>Amphispiza bilineata</i> (a), <i>Carpodacus mexicanus</i> (b), y <i>Melospiza fusca</i> (c). IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Los números dentro de la barra representan la media obtenida y las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media	42
23. Número de eritrocitos infectados con <i>Plasmodium sp.</i> por cada 100 leucocitos contados para las especies <i>Amphispiza bilineata</i> (a), <i>Carpodacus mexicanus</i> (b), y <i>Melospiza fusca</i> (c). IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Los números dentro de la barra representan la media y las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media	42
24. Representación grafica de los transectos en línea	62
25. Curvas de rarefacción de riqueza de especies de aves para los tres niveles del gradiente. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Las barras representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media	66
26. Comparación de la riqueza de especies observada (Mao Tao) y la riqueza de especies estimada (Chao 2). IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Las barras representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media	67
27. Curvas de rarefacción del Índice de Shannon para los tres niveles del gradiente. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Las barras representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media	68
28. Curvas de rarefacción del Índice de Simpson a través de un gradiente. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Las barras representan los intervalos de confianza de 95%	69

alrededor de la media

29. Densidad poblacional estimada para la especie *Polioptila caerulea* en los tres niveles. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media 71
30. Densidad poblacional estimada para la especie *Amphispiza bilineata* en los tres niveles. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente, y Poblado. Las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media 71
31. Densidad poblacional estimada para la especie *Campylorhynchus brunneicapillus* en los tres niveles. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente, y Poblado. Las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media 72
32. Densidad poblacional estimada para la especie *Carpodacus mexicanus* en los tres niveles. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente y Poblado. Las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media 72
33. Densidad poblacional estimada para la especie *Melospiza fusca* en los tres niveles. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente y Poblado. Las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media 73
34. Densidad poblacional estimada para la especie *Toxostoma curvirostre* en los tres niveles. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente y Poblado. Las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media 73

## Anexos

1. Listado de especies de aves	85
2. Listado de especies vegetales	87

## Abreviaturas

<b>IAD</b>	Izotal con niveles altos de degradación
<b>IMD</b>	Izotal con niveles moderados de degradación
<b>P</b>	Poblado
<b>SC</b>	Sin categoría
<b>SPE</b>	Sujeto a protección especial

## Resumen

Respuesta de la avifauna a los cambios en la estructura vegetal en un gradiente de degradación del altiplano potosino.

**PALABRAS CLAVE:** cambio de uso de suelo, zonas semiáridas, izotales, estrés ecológico, densidad poblacional, diversidad de especies.

Las transformaciones de la estructura y composición vegetal alteran la disponibilidad de recursos para las aves, lo cual puede ocasionar estrés ecológico y cambios en la estructura de las poblaciones y comunidades, por ello, el estudio de la relación aves-hábitat permite entender el impacto antropogénico sobre la avifauna. En el izotal del altiplano potosino el establecimiento de poblados, la extracción de especies vegetales, específicamente yucas, y el pastoreo, han generado un gradiente de degradación con al menos tres niveles que incluyen al izotal moderadamente degradado (IMD), el izotal alterante degradado (IAD), y el poblado (P). Como consecuencia, en los sitios más alterados ha disminuido la riqueza de especies vegetales y se ha reducido la cobertura de herbáceas y del estrato arbóreo. Además en los poblados se ha creado un paisaje heterogéneo donde se mantienen especies nativas, y se han incorporado nuevos elementos al paisaje como cuerpos de agua, potreros, traspacios, cercos vivos, campos de cultivo, etc. El objetivo de este estudio fue evaluar a lo largo del gradiente como estas modificaciones afectan a la avifauna a diferentes niveles de organización a) a nivel individual, se avaluó el estrés ecológico, mediante la proporción de heterófilos/leucocitos (H/L), la carga parasitaria, y el índice morfométrico; b) a nivel poblacional, se estimaron cambios en la densidad; y c) a nivel comunitario, se compararon los atributos comunitarios (riqueza, diversidad y dominancia) entre los niveles del gradiente. Para ello se realizaron capturas con redes de niebla y censos empleando transectos en línea de rango variable en el gradiente durante la época de sequía. Además se tomaron frotis sanguíneos de las aves residentes capturadas, para determinar la relación H/L y la carga parasitaria, y se calculó el índice morfométrico con los datos merísticos de las aves. Los resultados indican que las modificaciones de la estructura vegetal afectan a algunas especies (ej. *Polioptila caerulea*), ya que aumenta el estrés ecológico, y la densidad poblacional disminuye en los sitios IAD y P. No obstante, la evidencia a favor de que el gradiente causa estrés ecológico a las aves fue limitada, posiblemente a que existen otros factores bióticos y abióticos que afectan a las aves, como el estiaje, la distribución de los recursos, la competencia intra e interespecíficas, la contaminación, etc., los cuales no se cuantificaron. En los P se registró la mayor riqueza de especies, pero una baja diversidad y una alta dominancia, lo que indica que estos hábitats crean nuevos nichos tanto para especies nativas como sinantrópicas que se presentan en altas abundancias, mientras que la abundancia poblacional de las especies nativas se reduce. Al contrario, en los IMD, se registró la más alta diversidad y los niveles más bajos de dominancia, y algunas especies de falconiformes solo fueron registradas en estos sitios, por ello son los sitios donde la comunidad de especies nativas está mejor representada.



## Abstract

Bird responses to vegetation structure change across a degradation gradient of the Mexican plateau portion of San Luis Potosí

KEY WORDS: land use change, arid lands, semi-arid lands, *Yucca*-dominated scrublands, ecological stress, population density, species diversity.

Anthropogenic-generated changes in vegetation structure and composition alter the availability of resources for birds. As a result these organisms suffer from ecological stress. Ultimately, these changes influence population densities and the attributes of entire avian communities. In this context, the study of bird-habitat relationships is important as it allows increasing the understanding of bird's responses to anthropogenic impacts on the environment. For several decades, *Yucca*-dominated scrublands of the Mexican plateau have been exposed to anthropogenic impacts resulting from overgrazing, removal of yuccas, and the establishment of towns. This process has generated a degradation gradient with at least three levels including moderately degraded scrublands (MDS), highly degraded scrublands (HDS), and small towns (T). As a result, the most degraded sites show decreased plant species richness, as well as low values of cover of the herbaceous and tree layers. In addition, towns show a heterogeneous structure in which native plants still remain, and where new landscape elements have been introduced, including water bodies, pastures, backyards, living fences and fields. The objective of this study was to evaluate bird responses through the gradient at different levels of organization; 1) at the individual level, the ecological stress was estimated through the heterophilous/lymphocytes (H/L) ratio, hemoparasite loads, and the morphometric index, 2) at the population level, bird densities were compared among habitat types, and 3) at the community level, community attributes including species richness, diversity and the dominance were contrasted. During the dry season, bird captures were conducted with mist nets, and birds were censused with variable distance linear transects in all three levels of the gradient. In addition, blood smears were made from blood samples of the captured resident birds. The results suggested that anthropogenic vegetation structure changes affect some species (ie. *Polioptila caerulea*), increasing ecological stress, and decreasing population density in HDS and T. However, the evidence favoring degradation effects on ecological stress was limited for some other species, presumably because unmeasured biotic and abiotic factors affecting bird responses, such as droughts, resources distribution, intra and interspecific competition, pollution, etc. At the community level, the highest species richness was recorded in towns. However, diversity was low and dominance was high in this habitat. These results suggest that in these towns, anthropogenic activities create new niches for synanthropic species which occurred in high abundances, whereas native species population densities were reduced. On the other end of the spectrum, the MDS had the highest species diversity and the lowest dominance, and some specialist species and falconiformes were only recorded in these sites. Thus, the native bird species community is best represented in this habitat.

## CAPITULO I

### CARACTERIZACIÓN DE LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN VEGETAL DE LOS IZOTALES EN LOS MUNICIPIOS DE CHARCAS Y CATORCE, SLP, A LO LARGO DE UN GRADIENTE DE DEGRADACIÓN ANTROPOGÉNICA.

#### 1. Introducción

En zonas áridas y semiáridas, la intensidad del pastoreo crea patrones de degradación ecosistémica que pueden ser observables a escalas locales y de paisaje; estas modificaciones a la estructura y cobertura vegetal pueden expresarse como cambios en la composición florística, de tal manera que en las áreas degradadas puede ser evidente una disminución en la cobertura vegetal de gramíneas y herbáceas que a su vez favorece la invasión de especies no nativas, en su mayoría efímeras y/o el incremento de especies poco palatables para el ganado como por ejemplo los arbustos (De Pietri 1995, Asner *et al.* 2004). Esta pérdida de la cobertura del suelo cuya causa principal es el pisoteo del ganado puede inducir una disminución en la capacidad de infiltración de agua en el suelo y el aumento de la escorrentía superficial, ambos procesos son acelerados por la compactación del suelo (Manzano y Návar 2000).

En las zonas secas de México, los procesos de degradación ambiental se intensificaron en las últimas seis décadas como producto de las actividades humanas, y el matorral xerófilo, que se caracteriza por estar dominado por especies arbustivas tolerantes a las altas oscilaciones de temperaturas, suelos someros y escasez de agua (SEMARNAT 2005), no es la excepción. La vegetación de estas zonas es susceptible a los cambios de uso de suelo que provocan la ganadería, y la extracción de especies del estrato arbóreo, lo que ocasiona la pérdida de especies y la pérdida de la cobertura vegetal del suelo y consecuentemente su erosión (Asner *et al.* 2004, SEMARNAT 2005). Sin embargo, el sobrepastoreo no es el único factor de cambio que afecta a los matorrales xerófilos mexicanos; la extracción de especies y uso inadecuado de algunas suculentas de gran tamaño del genero *Yucca* han propiciado que en

algunas regiones las poblaciones de este género disminuyan drásticamente (Cavazos y Arredondo 1981). Históricamente, estas especies se han extraído y han sido utilizadas para alimentar al ganado, y para obtener leña y fibras. En la actualidad la fabricación de fibras a partir de la yuca ya no se practica pero su práctica data desde principios del siglo XX (Rzedowski 1961).

### **1.1. Antecedentes del aprovechamiento de los izotales en el altiplano potosino**

Los municipios Charcas y Catorce forman parte de la “zona ixtlera”, la cual es denominada así porque la principal actividad económica es la talla de ixtle a partir principalmente de las plantas lechuguilla (*Agave lechuguilla*) y palma samandoca (*Yucca carnerosana*) (Sheldon 1980), pero también de palma chica (*Yucca filifera*) (Marroquin *et al.* 1981, Cavazos y Arredondo 1981). La zona ixtlera comprende territorios de los estados de Coahuila, Nuevo León, San Luis Potosí, Tamaulipas y Zacatecas. En 1950 esta región comprendía 79 municipios pero para 1980 se había reducido a solamente 42 (Sheldon 1980). Actualmente el número de municipios con aprovechamiento representa menos del 5%; debido a que el precio del ixtle de palma no ha aumentado durante los últimos 15 años (Villavicencio 1994 en INIFAP-SEMARNAT). La especie *Yucca filifera* se distribuye en los municipios de Charcas y Catorce, en los cuales, además de la talla de ixtle existe una amplia lista de usos reportados para las especies del género *Yucca*. Dichos usos aun en la actualidad siguen empleándose en las comunidades del altiplano potosino (observación personal). Entre los usos más importantes que se le da a los izotes están: construcción de viviendas, formación de cercas vivas para la protección de corrales y huertos, fabricación de muebles, forraje para el ganado, combustible para la industria mezcalera, ladrillera y minera, y las inflorescencias sirven para la alimentación humana (Piña 1974, Orta 1980, Roman 1980, Marroquin *et al.* 1981, Cavazos y Arredondo 1981).

Los ejidos de Coyotillos, Guadalupe Victoria, Presa de Santa Gertrudis, la Cardoncita y Tanque Dolores, poseen una larga historia de uso de suelo y de transformación del paisaje. Estos ejidos fueron formados después de revolución

mexicana de 1910 que trajo consigo la repartición de las tierras y la creación del ejido mexicano mediante el decreto de ley de la Reforma Agraria. Sin embargo antes de 1930 (los ejidos fueron conformados entre 1927-1936) estas tierras estaban ocupadas por diversas haciendas (Guanamé, Laguna Seca, Presa de Santa Gertrudis y Tanque Dolores) y rancherías aledañas a estas propiedades donde la mayoría de los habitantes trabajaban como jornaleros en dichas haciendas y se dedicaban a la talla de ixtle porque carecían de tierras cultivables. La gente en esta región habitaba en chozas muy humildes formadas de palma en sus paredes y techos donde apenas cabía un individuo de pie. Las actividades principales de la mayoría de estas haciendas era la crianza de ganado y la labranza de la tierra principalmente de maíz, pero las lluvias irregulares y escasas, provocaban la pérdida de las cosechas durante la mayoría de los años (Carpetas Básicas del Archivo Agrario).

Como consecuencia de lo anteriormente descrito se puede observar que en el izotal de Charcas y Catorce, al igual que en gran parte de los matorrales del altiplano existe un gradiente de degradación por la extracción de yucas y el cambio de uso de suelo para tierras de pastoreo, lo que reduce la complejidad de la estructura vegetal y por lo tanto la disponibilidad de recursos para las aves. En este gradiente son evidentes al menos tres niveles: en primer lugar existen pequeños poblados (P), en gran parte de los cuales se ha eliminado la cobertura vegetal. Sin embargo en estos poblados existen traspatios donde se puede observar la presencia tanto de especies nativas como de algunas ornamentales introducidas. En estos poblados se han construido pequeñas edificaciones, y se observa la presencia de yucas y cactáceas (principalmente del género *Opuntia*) que son utilizadas como cercos vivos, finalmente, en estos poblados se mantienen pequeños cuerpos de agua artificiales (abrevaderos). En general, los poblados pueden describirse como paisajes heterogéneos en los cuales existen microhábitats que no se observan en las comunidades vegetales nativas de la región. El segundo nivel del gradiente consiste de izotales con altos niveles de degradación (IAD), en los cuales por la acción del sobrepastoreo y extracción de especies vegetales se ha disminuido la diversidad y complejidad estructural de la

vegetación. Por consiguiente, en estos izotales la especie dominante en el estrato arbustivo es *Larrea tridentata*, y en el estrato arbóreo la densidad de yucas es visiblemente reducida; estos izotales, generalmente se encuentran adyacentes a los poblados. Finalmente, el tercer nivel del gradiente son los izotales con degradación moderada (IMD) que se encuentran más alejados de los poblados, en los cuales la extracción de yucas ha sido mínima o nula, y el pastoreo es moderado. Aparentemente estos son los Izotales que contienen la mayor diversidad vegetal y densidad de yucas. En la región no se han observado izotales sin degradación antropogénica.

### **1.2. Aprovechamiento actual de los izotales y diversificación de las actividades productivas en la zona de estudio**

Una de las principales actividades productivas del altiplano potosino es la crianza de ganado menor como el caprino y el ovino; y en la mayoría de los municipios que conforman el altiplano se excede la capacidad de carga del sitio (INEGI 2008). Por otra parte, la agricultura es en su gran mayoría de temporal y poco abundante; siendo el maíz, frijol y avena las especies tradicionalmente sembradas (INEGI 2008). Algunos ejidos también cuentan con proyectos de extracción de gusano de maguey (chinicuiles, *Hypopta agavis*) y huevos de hormiga (escamoles, *Liometopum apiculatum*), y plantaciones de nopal y maguey (observación personal). Además se practica la extracción de plantas del género *Yucca* para alimentar al ganado, la obtención de leña y fibras naturales como el ixtle, además de la construcción de cercas vivas y viviendas que en su mayoría siguen siendo de adobe con vigas de troncos de yuca, técnicas arraigadas en la zona desde hace mucho años (Sheldon 1980, observación personal, Archivo Agrario).

## **2. Preguntas de investigación**

En este capítulo se han planteado las siguientes preguntas que pretenden servir como base para describir el nivel de deterioro que las actividades antropogénicas han ocasionado a la comunidad vegetal del izotal del altiplano potosino: ¿Qué patrones ocasiona las modificaciones del paisaje natural por la actividad antropogénicas en los izotales y matorrales? ¿De que forma han cambiado los atributos (riqueza de especies, diversidad y dominancia) de la comunidad vegetal de los izotales por la extracción de yucas y el cambio de uso de suelo? ¿Cómo se ha modificado la estructura vegetal de los izotales, en específico en el estrato arbustivo y el arbóreo?

### **3. Hipótesis**

-En los izotales altamente degradados por la extracción de yucas, pastoreo y la formación de poblados, la diversidad y riqueza de especies vegetales nativas y características de los izotales será menor con respecto a los izotales moderadamente degradados.

-La densidad de arbustivas será mayor en los izotales con altos niveles de degradación ya que la remoción de yucas deja espacios abiertos que son colonizados por las arbustivas.

-La altura de arbustos será mayor en los izotales moderadamente degradados ya que son comunidades vegetales establecidas antes que los otros dos niveles del gradiente, donde la estructura de la vegetación fue modificada.

-La densidad de yucas y su altura será mayor en los izotales moderadamente degradados, ya que son comunidades vegetales con menor grado de modificación en su estructura vegetal y con individuos más longevos.

### **4. Objetivos**

- Examinar la estructura y composición vegetal del izotal del altiplano potosino a lo largo de un gradiente de degradación por cambio de uso de suelo causado por la extracción de yucas y sobrepastoreo.

- Comparar la composición y estructura vegetal a través de un gradiente de degradación y evaluar las diferencias en los atributos de la comunidad de la flora entre los tres niveles del gradiente.

## 5. Metodología

### 5.1 Descripción de la zona de estudio

Las zonas áridas y semiáridas pertenecientes al estado de San Luis Potosí forman parte de la porción más meridional del desierto Chihuahuense, el cual cubre una superficie aproximada de 630, 000,00 ha en territorios de los estados de Chihuahua, Coahuila, Nuevo León, Durango, Zacatecas y San Luis Potosí, hasta el suroeste de los Estados Unidos de América (WWF 2007).

La vegetación del altiplano potosino está constituida por pastizales y matorrales xerófilos que se clasifican en matorral crasicaule, matorral rosetófilo, matorral micrófilo, e izotal. El matorral micrófilo ocupa aproximadamente el 38% de la superficie del estado, siendo el tipo de vegetación más extendido. Es propio de los terrenos planos y partes inferiores de los cerros de una gran zona del Altiplano y se caracteriza por la dominancia del estrato arbustivo de hojas pequeñas, siendo comunes especies de los géneros *Larrea*, *Flourensia*, *Celtis*, y *Condalia*. Su fisonomía suele ser variada y en ocasiones presenta un estrato aislado conformado de individuos del género *Yucca spp.* que en algunas localidades forman importantes comunidades interviniendo principalmente las especies *Yucca filifera* y/o *Yucca decipiens*. La composición florística de estas comunidades, a las que se les denomina izotales, es análoga a la de un matorral común, y por la presencia de un estrato arbóreo se dice que son similares a un “bosque” abierto (Rzedowski 1961).

El clima dominante es seco templado, y la temperatura media anual oscila entre los 8°C y los 22°C. La precipitación promedio anual es de 388 mm, y el 80% de estas precipitaciones se registra entre los meses de mayo y octubre.

El Altiplano potosino está conformado por la gran meseta que se encuentra al oeste de la Sierra Madre Oriental, abarcando parte de ella y de la provincia de los llanos Potosino-Zacatecanos y está formado por tres microrregiones: Altiplano Este que presenta en su parte sudoriental y central, presentando accidentes orográficos y mesetas; Altiplano Central en el que solo se encuentran algunos



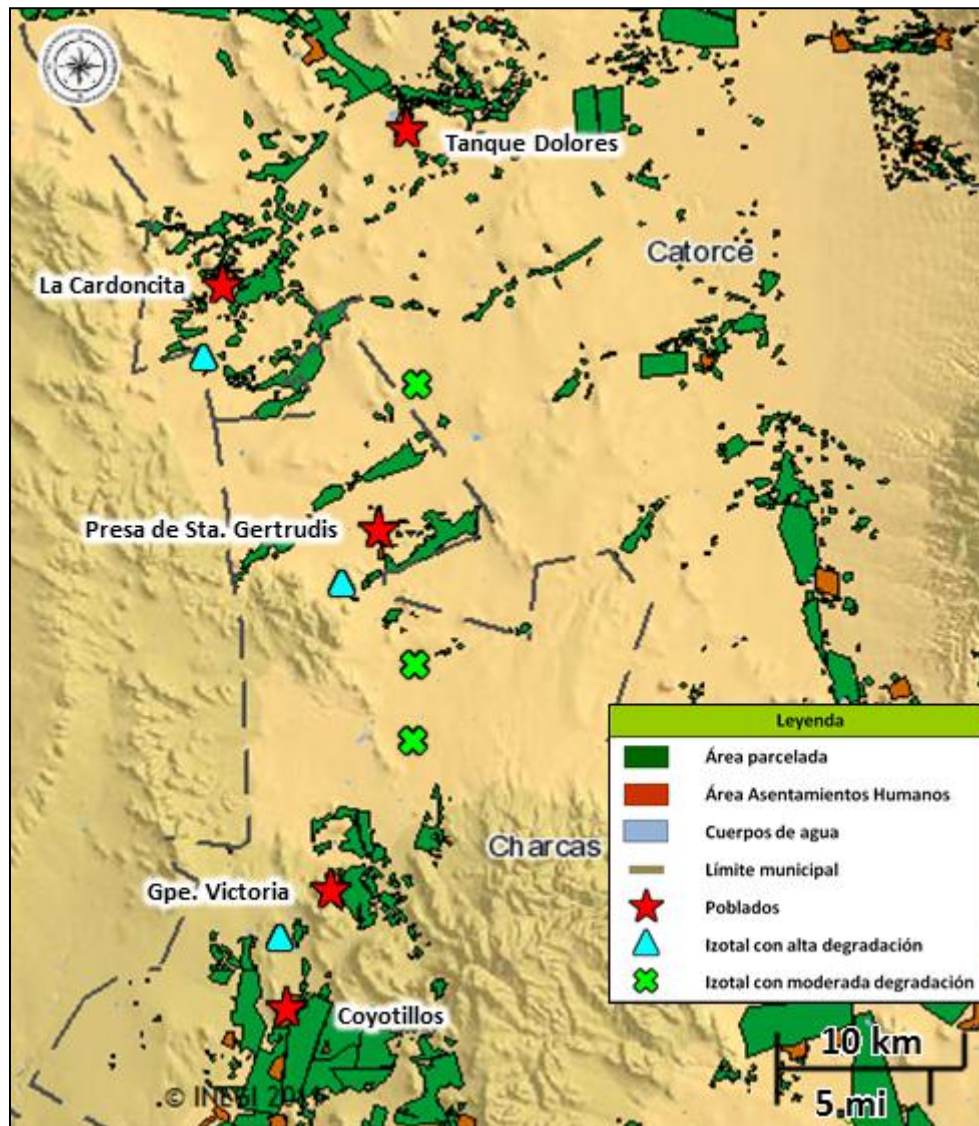
levantamientos orográficos aislados, y el Altiplano Oeste que es prácticamente plano (Gobierno del estado de SLP-UASLP, 2001).

El Altiplano está formado por un conjunto de cuencas cerradas y endorreicas, abastecidas por corrientes de temporal, mantos subterráneos y algunos manantiales. La región carece de ríos, sólo posee torrenteras y arroyos que desaguan en lagos o aguazales, y aguas de temporal que se pierden en algún sótano y corren a grandes profundidades en las regiones de carso. Cuando las aguas se filtran a poca profundidad, como es el caso de las zonas semidesérticas, los mantos llegan a perderse por evaporación. Es por ello que buena parte de los recursos acuíferos de la región se obtienen de pozos y manantiales (Monroy y Calvillo 1997).

## **5.2. Sitios de estudio**

Los sitios de estudio se localizan en los municipios de Charcas y Catorce, e incluyen a los ejidos Coyotillos, Guadalupe Victoria, Presa de Santa Gertrudis, la Cardoncita, y Tanque Dolores (Figura 1). El muestreo se realizó en tres niveles de degradación; 1) P: son paisajes correspondientes a los asentamientos humanos en los cuales existe una alta heterogeneidad estructural debido a la presencia de construcciones, cuerpos de agua artificiales, pequeñas parcelas agrícolas, y algunos elementos remanentes de la vegetación original, 2) IAD: son áreas en las que los izotales, mediante procesos de cambio de uso de suelo, extracción de yucas y pastoreo han sido modificados y actualmente es evidente que el estrato predominante de la estructura vegetal es el arbustivo dominado por la especie *Larrea tridentata* y en los que la densidad de yucas ha disminuido, 3) IMD: son áreas cubiertas por izotales con niveles moderados de pastoreo y extracción de yucas en los cuales la estructura es similar a los izotales que originalmente dominaban la región.

Se eligieron tres sitios de estudio donde se presentan los tres niveles descritos del gradiente de degradación, con la finalidad de realizar tres replicas, de tal forma que se obtuvo un total de nueve sitios de muestreo, incluyéndose tres sitios para cada nivel del gradiente (Figura 1).



**Figura 1.** Localización los de municipio de Charcas y Catorce, S. L. P, y de los sitios de estudio (INEGI 2011).

### 5.3 Trabajo de campo

Para caracterizar la estructura y composición de la vegetación en cada uno de los nueve sitios de muestreo se determinaron los parámetros estructurales de la vegetación usando una modificación a la técnica descrita por James y Shugart (1970).

En cada sitio de muestreo se establecieron de manera aleatoria 10 parcelas circulares de 11.2m de radio. En cada una de estas parcelas se establecieron dos transectos cruzados que atravesaron a la parcela completamente (Figura 2). En conjunto las 10 parcelas cubren un área de 0.4 has. (James y Shugart 1970). En cada una de las parcelas se determinaron los siguientes parámetros, los cuales fueron anotados en un formato de campo (Figura 3)

#### *5.3.1. Cobertura del suelo en el estrato herbáceo*

Para medir la cobertura de suelo, sobre las líneas perpendiculares del círculo se marcaron 20 puntos espaciados a una distancia de un metro entre puntos (diez en cada una de las dos líneas). En cada uno de estos puntos se observó si la superficie del suelo estaba cubierta por: herbáceas, mantillo, suelo desnudo, roca o costra biológica. Posteriormente, se calculó el porcentaje de cobertura del suelo por cada uno de las parcelas con la siguiente fórmula: ( $\sum$  de los puntos por tipo de cobertura \*100 /20).

#### *5.3.2. Estrato arbustivo*

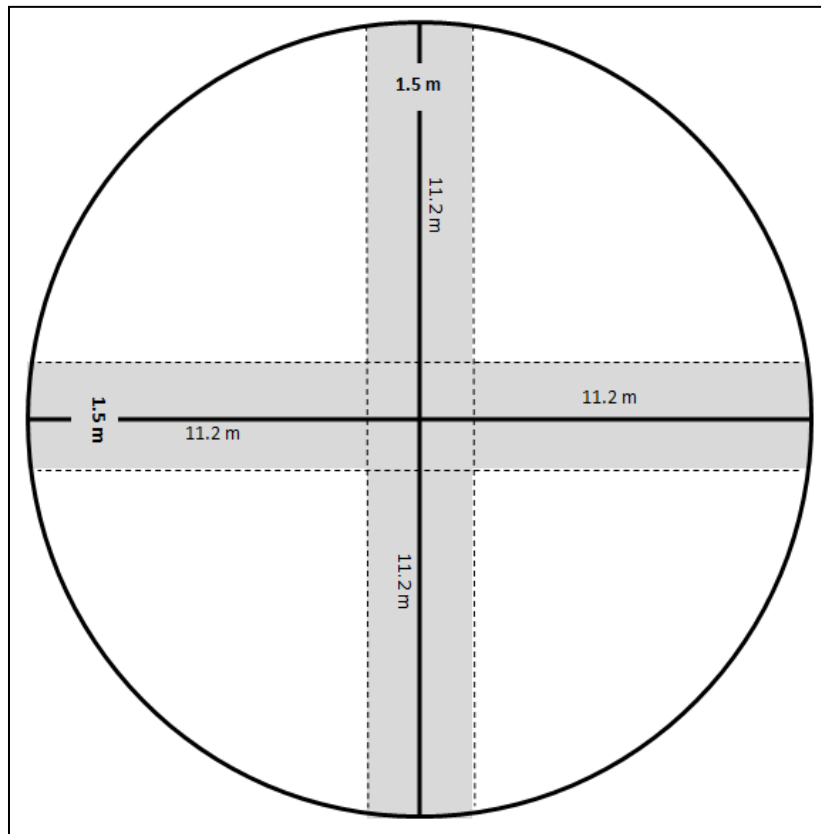
Densidad de arbustivas: en cada uno de los dos transectos dentro de las parcelas se realizó un recorrido con los brazos abiertos (1.5 m aproximadamente), en total se cubrió con un área de 33.6 m<sup>2</sup>, en la cual se contaron todas las arbustivas por especie. Posteriormente se calculó la densidad (no de arbustos/33.6 m<sup>2</sup>) por cada una de las parcelas por especie.

Altura promedio: para cada arbusto registrado en los transectos se midió su altura utilizando un distanciómetro láser manual, y se calculó la altura promedio de arbustivas para cada una de las parcelas circulares utilizando la siguiente fórmula: (sumatoria de las mediciones/el número de individuos).

#### *Estrato arbóreo*

Densidad de árboles o especies arbóreas: en cada una de las parcelas se cuantificó el número de individuos por especie arbórea. La densidad se calculo con la siguiente formula: No. De individuos /área del círculo.

Altura promedio: para cada árbol registrado dentro de las parcelas se midió su altura utilizando un distanciómetro láser manual. La altura promedio para cada parcela se calculó en cada una de las parcelas.



**Figura 2.** Diagrama de la parcela circular y los dos transectos que la cruzan.

FIELD SHEET FOR VEGETATION DATA						
LOCALIZATION:			Distance and direction to nearest town:			
SIZE:			LATITUDE:		LONGITUDE:	
DESCRIPCIÓN DEL HÁBITAT:			FECHA:			
TOPOGRAPHY:						
TENTH-ACRE CIRCLES						
TREES: (Diameter size classes A-H : 3-6, 6-9, 9-15, 15-21, 21-27, 27-33, 33-40, 40+)						
spp	DAP	CIR1	ALTURA	DAP	CIR2	ALTURA
1						
2						
3						
4						
5						
SHRUBS: (Number of woody stems less than 3 inches d.b.h. Intercepted in 2 ormlenght transects)						
spp	ABU	CIR1	ALTURA	ABU	CIR2	ALTURA
1						
2						
3						
4						
5						
6						
7						
8						
STEMS						
GROUND COVER: ( 20 random +or- sightings though ocular tube for presence or absence of green vegetation)						
spp	COV	CIR1	ALTURA	COV	CIR2	ALTURA
1						
2						
3						
4						
5						
6						
TOTAL						
SUCULENTAS: (DIAMETRO Y ALTURA)						
spp	ABU	CIR1	ALTURA	ABU	CIR2	ALTURA
1						
2						
3						
4						
5						
6						
STEMS						

**Figura 3.** Hoja de registro de los datos de campo correspondientes a la vegetación

#### 5.4. Análisis de los datos

Se calculó la riqueza de especies y la diversidad (Índices de Shannon y Simpson) utilizando la técnica de análisis de rarefacción basada en número de muestras utilizando 1000 remuestreos para cada tamaño de muestra. Para este propósito se utilizó el software *EstimateS 8.2.0* (Colwell 2009). Se utilizó cada una de las parcelas circulares como unidad de muestreo, obteniéndose así un tamaño de muestra de 30 para cada uno de los niveles del gradiente. Para cada curva de rarefacción se calcularon sus intervalos de confianza (IC) de 95% y se graficaron con la finalidad de determinar si no se solapaban los IC, lo que indicaría que existe diferencia significativa entre los hábitats. De igual forma los valores observados para la curva de rarefacción para la riqueza de especies (S) fueron comparados con los valores obtenidos por el estimador Chao2 el cual es un estimador extrapolativo que está basado en la incidencia de las especies en la muestra e indica la riqueza máxima de especies estimada y por lo tanto el número de

especies omitidas en el muestreo. La dominancia estimada con el índice de Simpson se determinó con base en el número de individuos para cada nivel del gradiente empleando el software *Ecosim V7.72* (Gotelli y Entsminger 2011).

Se realizaron Análisis de varianza de una vía (ANOVA) utilizando el software SAS V8.0 (1999), para comparar entre niveles del gradiente de degradación los siguientes parámetros: densidad de arbustos, altura de arbustos, densidad de árboles, y altura de árboles, las cuales fueron las variables dependientes. Para evaluar los supuestos del análisis se realizaron las pruebas de normalidad para los residuales: Shapiro-Wilk, y Kolmogorov-Smirnov, y pruebas para evaluar el supuesto de homogeneidad de varianzas con la prueba de Levin. En el caso del análisis estadístico para la cobertura del suelo debido a que los datos no se ajustaron a la distribución normal se uso una prueba no paramétrica de Friedman con el software SAS V8.0 (1999).

## 6. Resultados

### 6.1. Cobertura vegetal en el estrato herbáceo

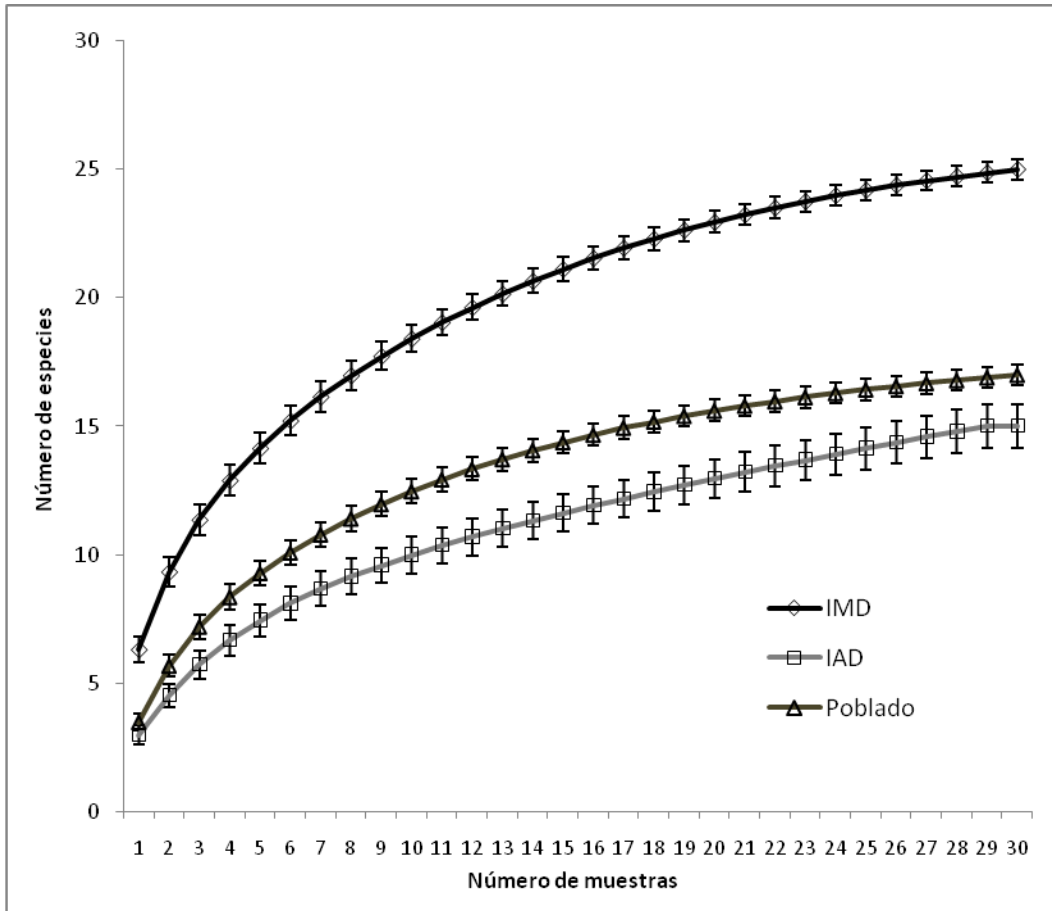
Los sitios que presentaron la mayor cobertura de herbáceas y mantillo fueron el IMD, seguidos por el IAD, y por último el P. Contrariamente, la cobertura de suelo desnudo y roca fueron mayores en el IAD y P que en el IMD ( $\chi^2=0.0001$ ) (Cuadro 1).

**Cuadro 1.** Porcentaje de cobertura vegetal a través de un gradiente de degradación por pastoreo y extracción de yucas en izotales del altiplano Potosino. IMD=Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado, P=Poblado.

Nivel del gradiente	Herbáceas	Mantillo	Suelo desnudo
IMD	22.69	37.66	39.65
IAD	11.47	9.19	79.35
P	10.80	10.83	78.36

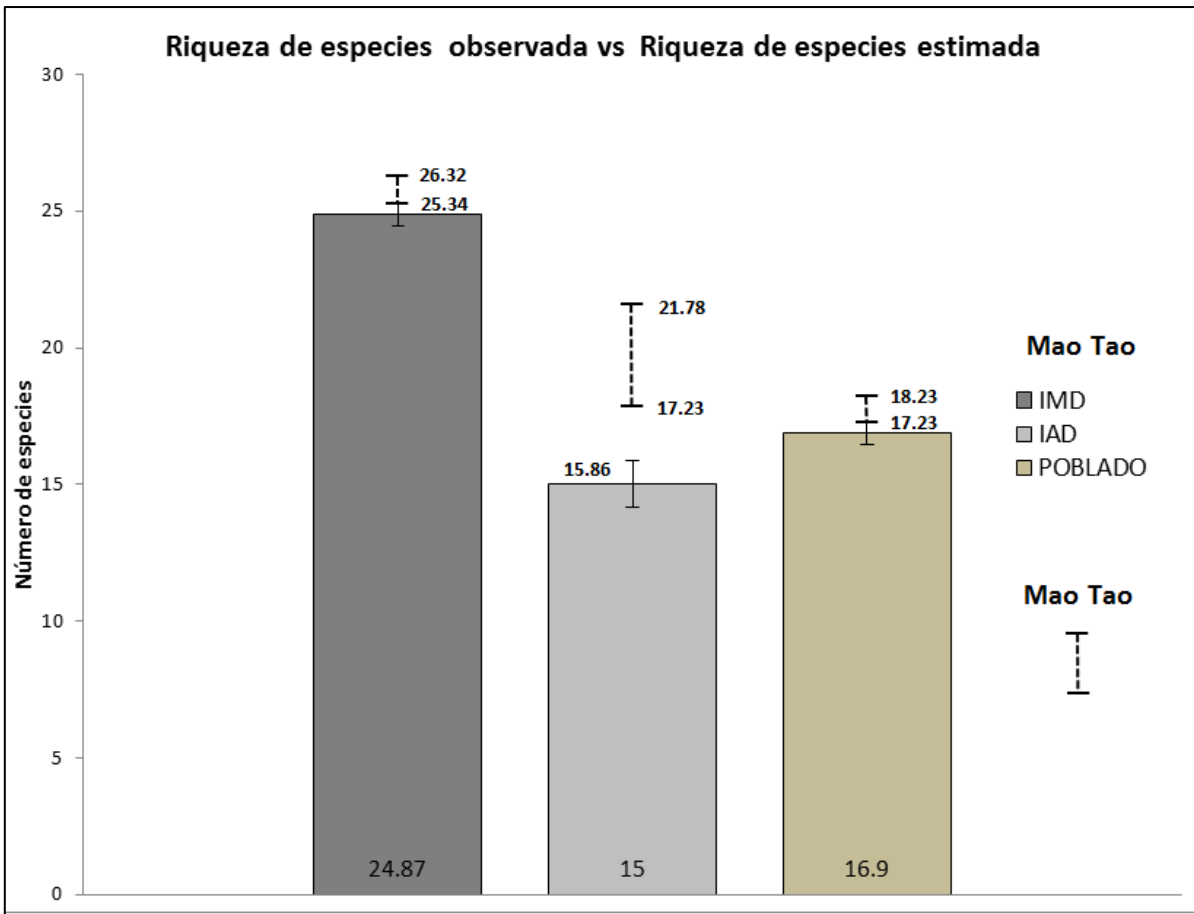
### 6.2. Diversidad Vegetal

El hábitat que presentó la mayor riqueza de especies vegetales fue el IMD, seguido por el P, y por último el IAD (Figura 4). Los resultados del estimador Chao 2 indican que en el IMD y el P se logró registrar la máxima riqueza de especies estimada, y solo para el IAD faltó por registrar una especie (Figura 5). Por otro lado el sitio con el mayor valor para el índice de Shannon y el valor más pequeño para índice de Simpson fue el P, seguido por el IMD, y por último el IAD (Figuras 6 y 7).

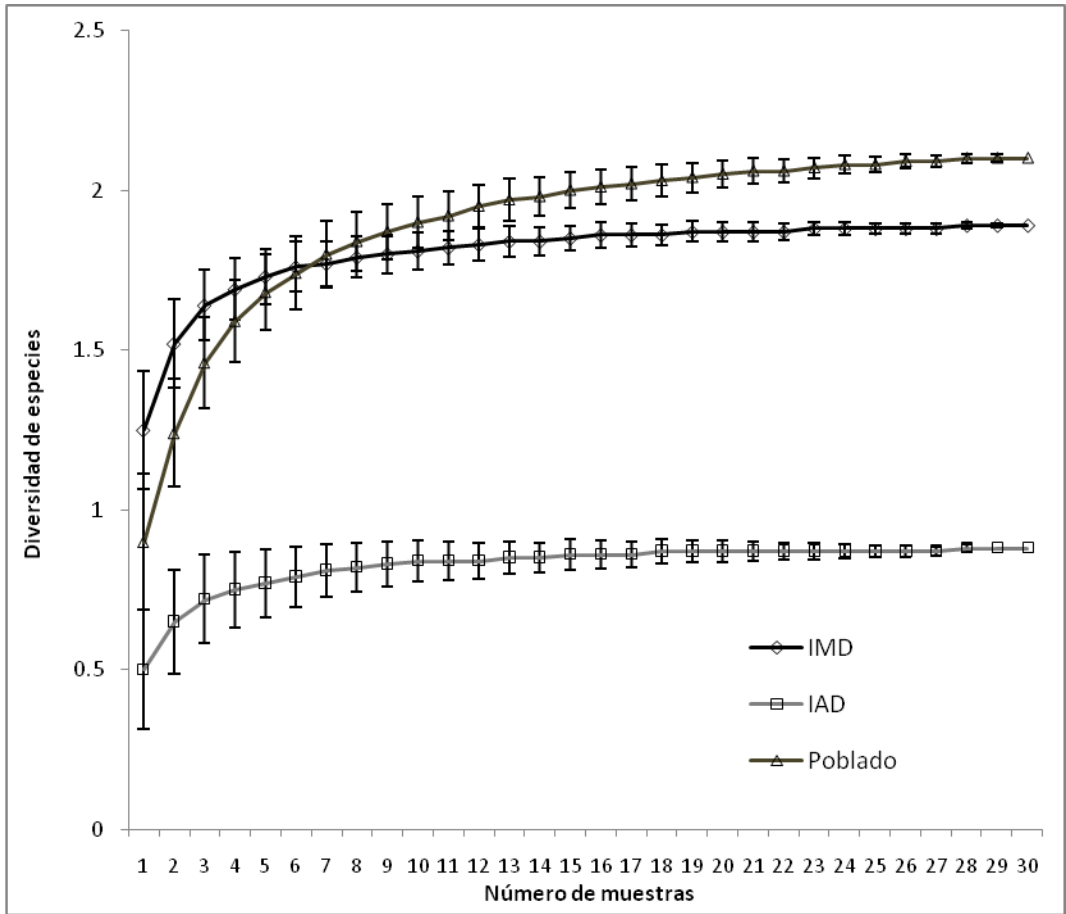


**Figura 4.** Curvas de rarefacción de riqueza de especies vegetales para los tres niveles del gradiente. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media.

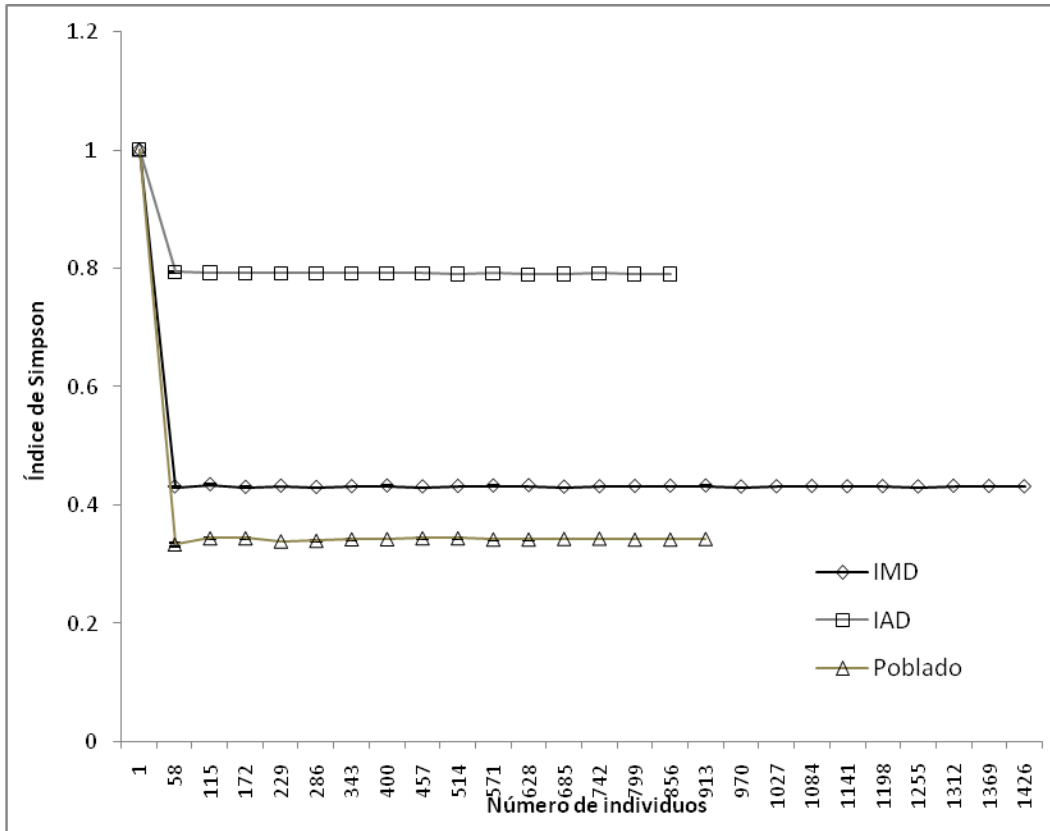




**Figura 5.** Comparación de la riqueza de especies observada (Mao Tao) y la riqueza de especies estimada (Chao 2). IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media.



**Figura 6.** Curvas de rarefacción del Índice de Shannon para la comunidad vegetal. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media.

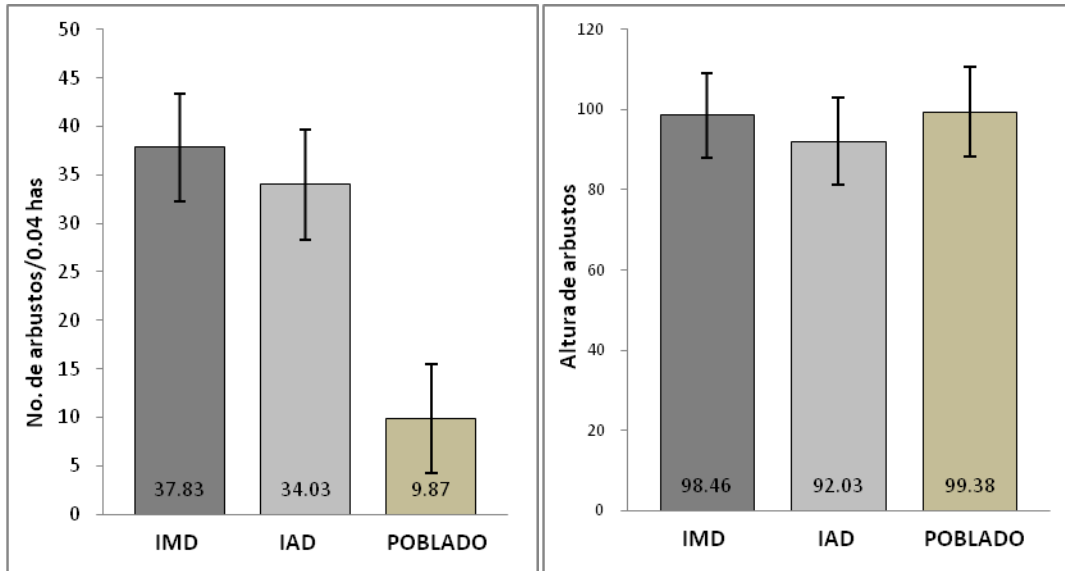


**Figura 7.** Curvas de rarefacción del Índice de Simpson para la comunidad vegetal. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media.

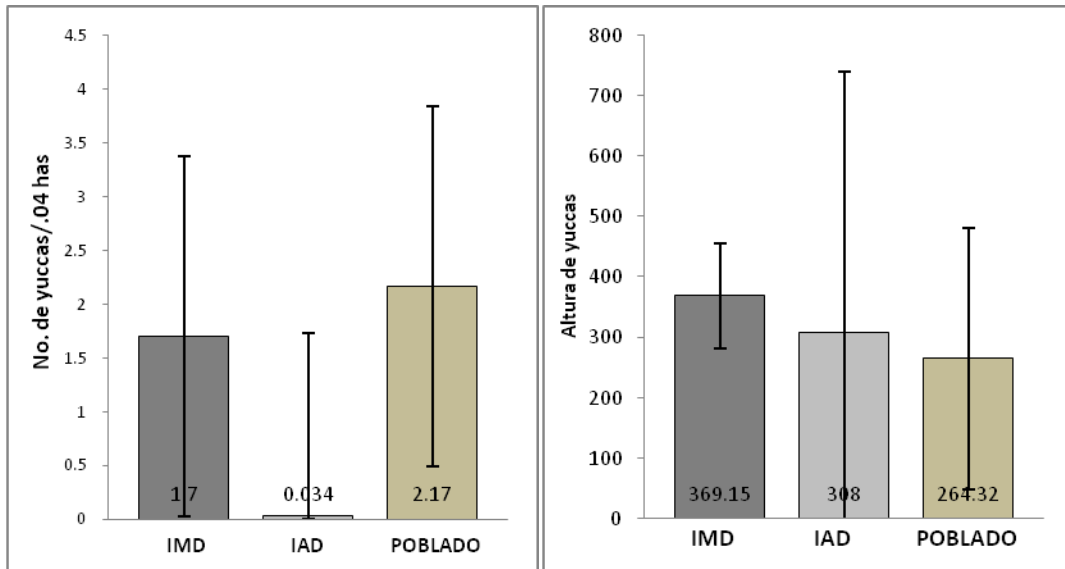
### 6.3. Densidad y altura de arbustos y árboles

La densidad de arbustos fue mayor en el IMD y el IAD que en el P ( $F=39.76$ ,  $P=0.0001$ ), pero no se registraron diferencias para esta variable entre los dos tipos de izotal. Por otro lado, la altura de los arbustos no varió significativamente entre los tres niveles ( $F=0.54$ ,  $P=0.5858$ ) (Figura 8).

En el estrato arbóreo, el valor mayor para la densidad promedio de arbóreas lo presentó el P, sin embargo aunque el promedio de la densidad en el IAD fue muy pequeño, no se registraron diferencias entre los tres niveles del gradiente ( $F=9.29$ ,  $P=0.0011$ ) debido a que la dispersión fue muy grande (Figura 9). Tampoco se registraron diferencias en la altura de árboles entre los tres niveles del gradiente de degradación ( $F=0.45$ ,  $P=0.6423$ ) (Figura 9).



**Figura 8.** Altura y densidad de especies arbustivas. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Los números dentro de la barra es el valor de la media obtenida y las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media.



**Figura 9.** Altura y densidad de especies arbóreas. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Los números dentro de la barra corresponden al valor de la media obtenida y las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media.

## 7. Discusión

El presente estudio confirmó la hipótesis de que la riqueza de especies vegetales, la cobertura vegetal de herbáceas y la abundancia de la capa arbustiva disminuyen como consecuencia de la degradación por el cambio de uso de suelo para la formación de poblados, la extracción de yucas y el pastoreo; principalmente en los poblados y las áreas cercanas a estos donde las actividades antropogénicas tienen la mayor influencia sobre los izotales del altiplano.

Como consecuencia del asentamiento de grupos humanos en el izotal de la zona de estudio se ha creado un patrón de uso de suelo similar en la mayoría de las comunidades del área. Este consiste en 1) P: áreas donde se integran nuevos elementos al paisaje, como construcciones humanas, campos de cultivo, trapatios, corrales y cuerpos de agua (bordos y pozos); los poblados están rodeados por 2) IAD por el cambio de uso de suelo, la extracción de yucas y el pastoreo principalmente de ganado caprino, y finalmente en las áreas más alejadas de los poblados los 3) IMD que presentan el mejor estado de conservación de su estructura y composición vegetal, y cobertura del suelo. La escala (distancia) a la que se extiende el efecto del poblado y por tanto la dimensión del área de izotales modificados por las actividades humanas depende posiblemente del tamaño del poblado y de la cercanía a otros poblados más grandes, como por ejemplo, la cabecera municipal. Por lo tanto, los izotales de la zona de estudio, al igual que los matorrales del altiplano mexicano aparentemente se encuentran en un proceso de fragmentación análogo al documentado para bosques en Inglaterra (Wilcove *et al.* 1986). Si este proceso continuara, se originaría un paisaje constituido por fragmentos aislados similares al hábitat original (IMD) rodeados por una matriz de hábitats altamente degradados.

Los cambios que se observaron en la cobertura del suelo a lo largo del gradiente pueden deberse a que en el IMD, la intensidad de pastoreo es menor que en el IAD y el P; lugares donde el ganado ha causado compactación de suelo por el pisoteo, de igual forma la cobertura del estrato herbáceo ha disminuido por el pastoreo, ya que está conformado por especies palatables para el ganado,

consecuentemente la cantidad de matillo en el suelo se ha reducido (Trimble y Mendel 1995).

En el IMD aun se mantiene la mayoría de las especies nativas (Todd 2006), por lo tanto su riqueza de especies es alta. Sin embargo, la diversidad es menor que en el P ya que una de las características de los matorrales micrófilos del altiplano mexicano es que contienen una alta dominancia de *Larrea tridentata* que ejerce un efecto de exclusión o inhibición hacia otras especies (Huerta y García 2004), y en los poblados de la zona de estudio esta especie prácticamente ha sido eliminada, subsistiendo solo en lotes baldíos dentro del poblado o en sus inmediaciones, ya que no es una especie utilizada por el humano (observación personal). El IAD también es dominado por *Larrea tridentata*, sin embargo, los efectos más importantes en este nivel del gradiente son la disminución significativa en variables relacionadas con la estructura vegetal como consecuencia de la extracción de especies vegetales, y la disminución de la cobertura vegetal causada principalmente por el pastoreo. Este fenómeno es común en las zonas áridas del norte de México y sur de EUA en ambientes degradados por el cambio de uso de suelo donde *Larrea tridentata* suele incrementar su densidad (Grover y Brad 1990). Adicionalmente, una consecuencia potencialmente grave de la degradación antropogénica que fue observada en este estudio es el número significativo de especies vegetales que se extinguen localmente, ya que en el IAD se observó la menor riqueza y diversidad de especies y la máxima dominancia, lo que indica que muchas de las especies que antes existían en este hábitat posiblemente se han extinguido localmente como consecuencia de los procesos de cambio de uso del suelo. Entre estas especies que han desaparecido de este hábitat se encuentran: *Mimosa biuncifera*, *Acacia zigophila*, *Koeberlinia spinosa*, *Berberis trifoliolata*, *Condalia sp.*, *Prosopis laevigata*, *Agave lechuguilla*, *O. estreptacanta*, *O. robusta*, *Ferocactus pilosus*, *Echinocereus stramineus* y *Mamillaria sp.*

En el IMD, la altura de las yucas tendió a ser mayor que en el IAD, además de que la dispersión de los datos para esta variable fue menor en comparación con el IAD. En el IMD persisten los individuos más longevos; ya que se ha documentado que la especie *Yucca filifera* crece a razón de 3.3 a 10 cm por año (Cavazos y

Arredondo 1981), y en este tipo de hábitat se registraron los mayores valores de altura de las yucas con individuos de hasta 9 m. En el IAD la densidad de yucas fue muy baja debido a que los individuos estaban muy dispersos y se registraron muy pocos individuos, obteniendo una densidad media de 1 individuo por hectárea. Además algunos individuos eran jóvenes y la variabilidad en la altura entre individuos también fue alta, por lo tanto la dispersión fue grande.

La riqueza de especies vegetales en el P fue más alta que la observada en el IAD, aunque no logró los niveles obtenidos en el IMD. En el P, en muchos solares, traspatios, y lotes se mantienen las especies nativas, en los traspatios se presentan una gran cantidad de opuntias, yucas, y otros árboles como huizaches y mezquites. Sin embargo los valores altos de diversidad de especies en los poblados son atribuibles a la baja densidad de arbustivas sobre todo de *Larrea tridentata*, y el aumento de la densidad de otras nativas que son de utilidad para el humano como: *Prosopis laevigata*, *Acacia sp.*, *Yucca filifera*, *O. streptacanta*, *O. leucotricha* y *Agave salmearia*, y a la presencia de especies de ornato introducidas, generándose así en un aumento en la equitatividad. En estos sitios además, la densidad de especies del estrato arbóreo tiende a ser mayor que en los IMD y IAD, ya que se han extraído yucas de los izotales para construir cercas vivas que protejan los traspatios y parcelas, sin embargo la dispersión en la altura de estas yucas es grande porque su edad es muy diversa, ya que cuando la planta muere es sustituida por otra más joven que también es extraída del izotal. Así pues, en cuanto a su estructura y composición vegetal, los poblados son hábitats muy diferentes en comparación con los izotales, aunque compartan gran parte de las especies nativas. A una escala espacial más amplia, la consecuencia de esta extracción y cambio de uso de suelo es la expansión del segundo nivel del IAD con la consecuente reducción del IMD, confinándolo eventualmente a unos cuantos parches aislados dentro de una matriz de poblados, tierras de cultivo, pastoreo, y zonas dominadas por *Larrea tridentata*, lo que pone en peligro la persistencia de las especies de yuca y otras especies vegetales características del izotal.

## **8. Conclusión**

Las predicciones hechas en este estudio no son nuevas, ya que en trabajos previos que analizan la sobre explotación de la yuca para obtención de fibra, ya se ha discutido la posible reducción de las poblaciones de varias especies del genero *Yucca* (Sheldon 1980, Villavicencio 1994, Cavazos y Arredondo 1981). Sin embargo hasta ahora no se había analizado el patrón de degradación por el de cambio de uso del suelo, sobreexplotación de los recursos, y pastoreo en este tipo de comunidad vegetal. Además, los estudios realizados en los izotales son escasos y poco se ha investigado sobre la importancia de estos hábitats para la fauna silvestre. La importancia del estudio de la degradación ambiental desde una perspectiva de paisaje es importante para identificar patrones de la estructura y composición del paisaje, la extinción local de especies vegetales y la reducción del hábitat disponible para muchas otras. Estos cambios en los patrones del paisaje pueden influir en la fauna silvestre de la zona y por lo tanto influir sobre la riqueza y diversidad faunísticas, además de los cambios en la densidad, salud y conducta de las especies que habitan estos ecosistemas.



## 9. Bibliografía

- Asner, G. P., A. J. Elmore, L. P. Olander, R. E. Martin y A. T. Harris. 2004. Grazing Systems, Ecosystem Responses, and Global Change. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 29:261–99
- Carpeta Básica del Ejido Coyotillos. Archivo Agrario.
- Carpeta Básica del Ejido Guadalupe Victoria. Archivo Agrario.
- Carpeta Básica del Ejido La Cardoncita. Archivo Agrario.
- Carpeta Básica del Ejido Presa de Santa Gertrudis.
- Carpeta Básica del Ejido Tanque Dolores. Archivo Agrario.
- Cavazos, D. R., A. G. Arredondo. (1981). Características ecológicas, distribución y utilización actual y potencial de *Yucca* spp. en San Luis Potosí. Primer reunión nacional sobre ecología, manejo y domesticación de las plantas útiles del desierto. México. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, SARH. *Publicación especial 31*: 121-124.
- .Colwell K. R. 2009 Department of Ecology & Evolutionary Biology, University of Connecticut, Storrs, CT 06869-3043, USA (en línea) <<http://purl.oclc.org/estimates> or <http://viceroj.eeb.uconn.edu/estimates>>
- De Pietri D. E. 1995. The spatial configuration of vegetation as an indicator of landscape degradation due to livestock enterprises in Argentina. *J Applied Eco*32: 857.
- Gobierno Federal, Gobierno Estatal de San Luis Potosí, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Secretaría de Desarrollo Social, 2002, Plan de Desarrollo Urbano del Estado de San Luis Potosí 2001–2020. (en línea): <[http://ambiental.uaslp.mx/desc/PDU-SLP2000-2020\\_SintesisVFinal.pdf](http://ambiental.uaslp.mx/desc/PDU-SLP2000-2020_SintesisVFinal.pdf)>, consulta: mayo 2011.
- Gotelli, N.J. y G.L. Entsminger. 2011. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Jericho, VT 05465. (en línea) :<<http://garyentsminger.com/ecosim.htm>>
- Grover, D. H. y H. M. Brad. 1990. Shrubland encroachment in southern New Mexico, U.S.A.: An analysis of desertification processes in the American southwest. *Climatic Change.* 17: 305-330.
- Huerta, M. F. M. y E. M. García. 2004. Diversidad de especies perennes y su relación con el ambiente en un área semiárida del centro de México: Implicaciones para la conservación. *Interciencia.* 29: 435. 411.

- INEGI 2008. Resultados del censo agropecuario 2008.
- INEGI. 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Charcas, San Luis Potosí.
- INEGI. 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Catorce, San Luis Potosí.
- INEGI. 2011. Mapa Digital del México V 5.0. (en línea): <<http://gaia.inegi.org.mx/mdm5/viewer.html>>, Consulta: 5 septiembre 2011.
- INIFAP-SEMARNAT. 2007. Manual que establece los Criterios Técnicos para el Aprovechamiento
- James, F. C. y Jr., H. H., Shugart. 1970. A quantitative method of habitat description. *Audubon Field Notes*. 24: 727-736.
- Manzano, G. M. y J. Návar. 2000. Processes of desertification by goats overgrazing in the Tamaulipan thornscrub (*matorral*) in north-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments*. 44: 1-17.
- Marroquín, J. S., G. Borja, R. Velázquez, y J. A. de la Cruz. 1981. Estudio ecológico y dasonómico de las zonas áridas del norte de México, *Publicación Especial 2 México*: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, SARH.
- Monroy, D. M. I. y T. U. Calvillo. 1997. San Luis Potosí. Fideicomiso historia de las américas. (en línea) <http://bibliotecadigital.ilce.edu.mx/sites/estados/libros/sanluis/html/sanlu.html> Consulta 3 septiembre 2011.
- Orta A. 1980. Las Yucca: Recurso natural del desierto. En: *Yucca*, Serie el Desierto, vol. 3. Centro de investigación en química aplicada. Comisión Nacional de las Zonas Áridas. Saltillo Coah., México.
- Piña, L. I. 1980. Algunos aspectos sobre las plantas del genero *Yucca*. En: *Yucca*, Serie el Desierto, vol. 3. Centro de investigación en química aplicada. Comisión Nacional de las Zonas Áridas. Saltillo Coah., México.
- Roman A. A. 1980. Los usos de las especies de *Yucca* existentes en el desierto Chihuahuense. En: *Yucca*, Serie el Desierto, vol. 3. Centro de investigación en química aplicada. Comisión Nacional de las Zonas Áridas. Saltillo Coah., México.
- Rzedowski, J. 1961. Vegetación del estado de San Luis Potosí. UNAM. Tesis doctoral.
- SEMARNAT. 2005. Informe de la situación del medio ambiente en México. (en línea ([http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe\\_04/index.html](http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_04/index.html) Consultado el 1 septiembre de 2010.

- Sheldon S. (1980). Ethnobotany of *Agave lechuguilla* and *Yucca carnerosana* in Mexico's Zona Ixtlera. *Economic Botany*, Vol. 34: 376-390.
- Statistical Analysis System Institute (SAS-Institute) V8.0, 1999. The SAS system for window. SAS Institute Inc. Cary, NC27513, USA. p. 891–996.
- Sustentable de Recursos Forestales no Maderables de Clima Árido y Semiárido. México: 107 pp.
- Timble, W. S. y A. C. Mendel. 1995. The cow as a geomorphic agent. A critical review. *Geomorphology*. 13: 233-253.
- Todd, W. S. 2006. Gradients in vegetation cover, structure and species richness of Nama-Karoo shrublands in relation to distance from livestock watering points. *Journal of Applied Ecology*. 43: 293-304.
- Wilcove, D.S., C.H. McLellan, y A.P. Dobson. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. En: *Conservation Biology: Science of Scarcity and Diversity*. M. Soulé ed. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- WWF México. 2007. Desierto Chihuahuense. (en línea): [http://www.wwf.org.mx/wwfmex/prog\\_desierto.php](http://www.wwf.org.mx/wwfmex/prog_desierto.php)., Consulta: 1 septiembre 2010.

## CAPITULO II

### EFFECTOS DE LA DEGRADACIÓN DE IZOTALES SOBRE EL ESTRÉS ECOLÓGICO EVALUADO EN EL PERFIL HEMATOLÓGICO DE LAS AVES RESIDENTES DEL ALTIPLANO POTOSINO

#### **1. Introducción**

Los efectos de la degradación de los ecosistemas naturales por causas antropogénicas sobre poblaciones y comunidades de plantas y animales silvestres, han sido ampliamente documentados. A nivel poblacional, estas alteraciones pueden tener efectos positivos o negativos; el cambio en la estructura vegetal, la deforestación o la degradación de rodales pueden reducir la abundancia y distribución de algunas especies vulnerables a las modificaciones de su hábitat (Ugalde *et al.* 2009). Así pues, las especies que son altamente especializadas probablemente son afectadas negativamente por las alteraciones (Petit y Petit 2003). Debido a que estos cambios generan nuevos hábitats, otras especies que sean tolerantes a estos pueden ser afectadas positivamente (Canterbury *et al.* 2000). Consecuentemente, estos cambios modifican los valores de los atributos comunitarios. Algunos de los mecanismos por los cuales los parámetros poblacionales se modifican en respuesta a la degradación ambiental también han sido estudiados; por ejemplo, se ha documentado que las transformaciones de la estructura del hábitat modifican la disponibilidad de alimento y de sitios de anidación, cobertura, etc., y se ha demostrado que la estructura vegetal es una variable altamente correlacionada con la abundancia de las especies (Gonzales 2003, Saenz *et al.* 2007), y a su vez estos cambios modifican las relaciones inter e intraespecíficas. Adicionalmente, pueden existir efectos a nivel individual que eventualmente afectan los parámetros demográficos de las poblaciones. Por ello los cambios ambientales pueden provocar alteraciones en el nivel de estrés ecológico que se manifiesta en los individuos. Hasta hace poco, los efectos de las transformaciones ecosistémicas en el estrés ecológico habían sido estudiados incipientemente (Davis *et al.* 2008). Ahora se

tiene claro que el estrés ecológico es la reacción fisiológica de un organismo en respuesta a varios factores perjudiciales que pueden ser de origen muy diverso. Algunos ejemplos de estos factores incluyen condiciones climáticas extremas, carencia de alimento, interacciones intra e interespecíficas (ej. competencia, depredación, parasitismo, etc.), disturbios antropogénicos, depredadores, lesiones y enfermedades (Selye 1936 en Holst 1998, Vleck *et al.* 2000). La exposición prolongada a estos agentes estresantes puede provocar un alto costo biológico ocasionado cambios inmunológicos, gastrointestinales y cardiovasculares que reducen la aptitud del animal (Holst 1998), los cuales se acumulan a nivel poblacional, y por lo tanto podrían influir significativamente sobre las tasas de sobrevivencia y reproducción de la población.

La respuesta fisiológica de las aves al estrés ecológico consiste en el incremento de los niveles de glucocorticoides en el plasma sanguíneo (Holst 1998, Vleck *et al.* 2000, Davis *et al.* 2008) y generalmente estos niveles disminuyen cuando el factor estresante desaparece (Vleck *et al.* 2000). Cuando el ave es expuesta continuamente a factores estresantes, el estrés se convierte en crónico y los niveles de glucocorticoides, como la corticoesterona se mantienen elevados por períodos prolongados de tiempo, incrementando así la susceptibilidad del organismo a enfermedades infecciosas. En este escenario, el individuo puede llegar a sufrir de inmunocompetencia o inmunosupresión (Holst 1998, Vleck *et al.* 2000, Schat y Skinner 2008).

La inmunosupresión inducida por el estrés ecológico, puede generar cambios en las concentraciones de leucocitos. Estos cambios son mucho más lentos que los referidos a las concentraciones de corticoesterona (Vleck *et al.* 2000, Davis *et al.* 2008). Es por ello que el uso de los parámetros hematológicos en aves a partir de frotis sanguíneos, es una técnica útil para estudiar los efectos en la inmunosupresión provocada por la degradación ambiental. Las ventajas de realizar frotis sanguíneos para la evaluación del estrés ambiental frente a la medición de glucocorticoides, se resumen en una mayor disponibilidad de tiempo para la toma de muestras ya que la respuesta fisiológica es más lenta en el cambio de las proporciones leucocitarias. Por lo tanto es posible disminuir,

mediante el diseño de muestreo, el efecto en los resultados que el estrés causado por la captura del organismo pudiera ejercer. Además, esta técnica es económica, y la respuesta hematológica se conserva a través de los grupos taxonómicos permitiendo aplicar la técnica a diversas especies de vertebrados (Davis *et al.* 2008).

El incremento en las concentraciones de glucocorticoides en sangre por estrés ecológico, incrementa el número de heterófilos y disminuye el número de linfocitos en la sangre (Siegel 1980, Davis *et al.* 2008, Cirule *et al.* 2010). Este efecto opuesto en la concentración de heterófilos y linfocitos ha sido utilizado para obtener una proporción “H : L”, la cual es una variable confiable que permite medir la respuesta al estrés en las aves (Davis *et al.* 2008), y puede ser evaluada tanto a nivel de individuo como a nivel de población, incluso a nivel de comunidad, ya que las condiciones estresantes cambian el número de especies y sus abundancias relativas; siendo afectadas principalmente las especies más vulnerables a los cambios en su hábitat, cuya abundancia disminuye hasta el punto de desaparecer del ensamble de especies, mientras que otras especies podrían aumentar su abundancia (Gray 1989).

Los hemopárasitos son microorganismos que son transmitidos por invertebrados los cuales pueden ser mosquitos, garrapatas, ácaros, etc., y se les denomina vectores, en estos se lleva a cabo una parte del desarrollo del parásito, para después ser transmitidos a un hospedero vertebrado, como las aves. Los grupos de hemopárasitos más frecuentes en aves son: *Haemoproteus*, *Leucocytozoon*, microfilaria, *Plasmodium* y *Trypanosoma* (Matta y Rodríguez 2001). La infección por hemopárasitos influye en el estado del sistema inmune y en el cambio de los parámetros hematológicos como la relación H:L. Por otro lado, cuando los individuos se enfrentan a condiciones estresantes como la reducción del alimento, la carga parasitaria tiende a aumentar (Fokidis 2008).

Existe una gran variedad de índices para determinar la condición corporal del individuo, los parámetros hematológicos no son el único. Los índices morfométricos pueden correlacionarse con la sobrevivencia, la reproducción y la

salud del ave, o el efecto del impacto de las actividades humanas sobre la salud o condición corporal del individuo, uno de estos índices es la relación entre la masa corporal y las medidas del ave, la motivación de su empleo estriba en la importancia biológica y ecológica de la talla del aves y la posibilidad de correlacionar este índice con esta variable (Labocha y Hayes 2011, Wolfe y Ralfh 2009). Los indicadores del sistema inmunológico y del estado nutricional del ave como lo son los índices morfométricos, se pueden correlacionar, ya que la activación y manutención del sistema inmunológico demanda un alto costo nutricional y energético, y este puede verse comprometido o suprimido cuando el ave se enfrenta a factores como la competencia por recursos, el estrés ecológico o infecciones (Machado-Filho 2010). Por otro lado la condición corporal del ave proporciona información sobre la calidad del hábitat, principalmente con la estructura vegetal, ya que el acceso a recursos abundantes resulta en una buena condición física (Benson y Bednarz 2010).

## **2. Preguntas de investigación**

Los efectos en aves debidos a la modificación de hábitats naturales en ambientes semiáridos sobre el estrés ecológico no han sido suficientemente evaluados. Por lo tanto, el presente estudio pretende responder a las siguientes preguntas de investigación: ¿A través de un gradiente de degradación, de que forma las alteraciones en la estructura vegetal en los izotales provocan estrés ecológico a las especies que los habitan? ¿Qué especies son las más afectadas en su estado inmunológico (perfil leucocitario) por estos cambios en la estructura? ¿Qué efecto tiene el estrés ecológico del ave sobre su condición corporal? y ¿De que forma influye la carga de hemoparasitos en el estrés ecológico en el ave?



### **3. Hipótesis**

-En el izotal del altiplano potosino, a lo largo de un gradiente de degradación de la estructura vegetal por extracción de especies vegetales, pastoreo y cambio de uso de suelo para la formación de poblados, se espera que el nivel de estrés ecológico se incremente para las especies altamente especializadas, por ejemplo *Polioptila caerulea* y se reduzca en especies más tolerantes o generalistas como *Carpodacus mexicanus*. Por lo tanto, se espera registrar para las especies especialistas que habitan los poblados o los izotales altamente degradados las mayores proporciones H:L, cargas parasitarias y el menor índice morfométrico como consecuencia del estrés ecológico, y lo contrario para las especies tolerantes o generalistas.

### **4. Objetivo**

Comparar entre tres niveles del gradiente de degradación en el Izotal del altiplano potosino, que está conformado por: Izotal moderadamente degradado (IMD), izotal altamente degradado (IAD) y poblado (P); lo siguiente: el nivel de estrés ecológico a través de la proporciones H:L (heterófilos/linfocitos), la carga parasitaria de las aves por medio del conteo de hemopárasitos en las muestras de sangre, y la condición corporal de las aves utilizando el índice morfométrico como indicador de ésta.

## **5. Metodología**

### **5.1. Zona de estudio**

La zona de estudio se localiza al norte del estado de San Luis Potosí en los municipios de Charcas y Catorce. Específicamente, el estudio se llevó a cabo en los ejidos conocidos como Coyotillos, Guadalupe Victoria, Presa de Santa Gertrudis, la Cardoncita, y Tanque Dolores (Figura 1, Capítulo I). El tipo de vegetación de interés para el estudio fue el izotal el cual forma parte del matorral micrófilo de la zona. Sin embargo, debido al cambio de uso de suelo y pastoreo y extracción de especies vegetales, los izotales de esta zona han sido degradados y su estructura vegetal modificada de tal forma que se ha reducido la cobertura del estrato arbóreo, al igual que la cobertura del suelo y el estrato arbustivo está dominado por muy pocas especies, principalmente *Larrea tridentata* (Capítulo I), es por ello que el muestreo se realizó en los paisajes que corresponden a los tres niveles del gradiente: 1) P: las áreas correspondientes a los asentamientos humanos o poblados, 2) IAD: áreas que de acuerdo a la memoria colectiva y documentos (Archivo agrario), años atrás se encontraban cubiertos por izotales poco degradados, los cuales por la sobreexplotación ahora presentan una estructura vegetal modificada y por lo tanto predomina el estrato arbustivo y el arbóreo (conformado por yucas) esta degradado, y 3) IMD: áreas cubiertas por izotales con moderados niveles de degradación, y por lo tanto se presenta una estructura vegetal compleja, una alta riqueza de especies vegetales y la mayor densidad de yucas en la región, con los individuos más longevos (Capítulo I).

### **5.2. Toma de muestras de sangre**

Se llevaron a cabo los muestreos de la avifauna en la zona de estudio entre el 1 octubre y el 18 de noviembre de 2010 y entre el 27 de febrero y el 8 de junio del 2011. No se realizaron muestreos entre el 18 de Noviembre y el 27 de Febrero para evitar sesgos debidos a la baja abundancia de aves que se presenta en la temporada invernal en la región e estudio (datos no publicados), y a la presencia de aves migratorias. En este periodo se muestrearon nueve sitios de muestreo durante tres días consecutivos cada uno, de tal forma que para cada nivel de

degradación se tuviesen tres réplicas y un total de nueve días de esfuerzo de muestreo. En cada sitio se realizó la captura de aves con el uso de veintidós redes de niebla de 12m de longitud por 2.5m de altura, estas fueron distribuidas de forma aleatoria dentro del sitio de muestreo, pero a una distancia no menor a 300 m de cualquier borde con hábitats diferentes para evitar posibles sesgos debidos a efectos de borde. Las redes permanecieron abiertas aproximadamente 10 horas al día (desde el amanecer hasta antes de la puesta del sol), y fueron revisadas aproximadamente cada 20 minutos para reducir el estrés de la captura. Este esfuerzo de muestreo resultó en un total de 660 hrs/red en cada uno de los sitios de muestreo, 1980 hrs/red para cada nivel, y 5940 hrs/red para todo el estudio. Por lo tanto, este protocolo de muestreo garantizó un esfuerzo de muestreo equivalente para los tres niveles, lo cual permite que las comparaciones de los atributos comunitarios entre niveles sean válidas.

La identificación de las especies de aves capturadas se realizó con el uso de guías ornitológicas (Sibley 2000, Pyle 1997). Posteriormente se registraron los datos merísticos estándar propuestos por Pyle (1997): porcentaje de osificación del cráneo, edad, sexo, presencia/ausencia del cúmulo de grasa, presencia/ausencia de muda del plumaje, presencia/ausencia del parche de incubación, presencia/ausencia de protuberancia cloacal, longitud alar, longitud de la cola, longitud del culmen, longitud del tarso, longitud total, masa corporal, si se le tomó muestra de sangre o no, número de la red en la cual fue capturado el individuo, y el número de serie del anillo de identificación y marcaje que le fue colocado al ave. Aunque estas variables no fueron utilizadas para el análisis de los datos, si sirvieron para la identificación de las especies.

A todas las aves adultas y residentes capturadas en las redes de niebla se les tomó una muestra de sangre para realizar tres frotis sanguíneos y elegir el más adecuado para su posterior lectura en el microscopio. Las aves capturadas en las redes fueron retiradas de estas antes de haber transcurrido una hora para evitar efectos por el estrés de la captura sobre la cuenta leucocitaria (Davis 2005). Inmediatamente después de retirar al ave de la red, se realizó una extracción de sangre de la vena yugular (Figura 10) o de la vena braquial con una jeringa para

insulina con una aguja de un grosor máximo de 27G. Para disminuir el riesgo de muerte del organismo, el volumen máximo de sangre extraída no superó el 1% de la masa corporal del animal (Friend y Franson 1999).

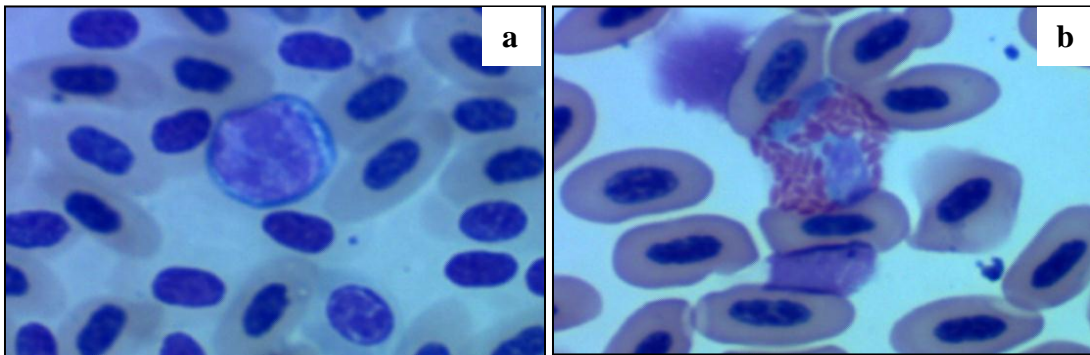
Una vez tomada la muestra de sangre se realizó el frotis en un portaobjetos de 25 mm de ancho por 75 mm de largo, el cual se dejó secar a la sombra y se tiñó según la técnica de Wright, la cual consiste en colocar el frotis horizontalmente sobre una gradilla y cubrirlo con el colorante de Wright dejándolo durante 6 minutos, a continuación se añadió agua destilada en partes iguales al colorante hasta obtener un brillo metálico y se dejó actuar por 6 minutos adicionales. Finalmente se lavó la muestra con agua destilada y se dejó secar (Pérez *et al.* 2005). Para el almacenamiento y transporte de las muestras se envolvió a estas en papel secante a temperatura ambiente.

### **5.3. Análisis de muestras de sangre**

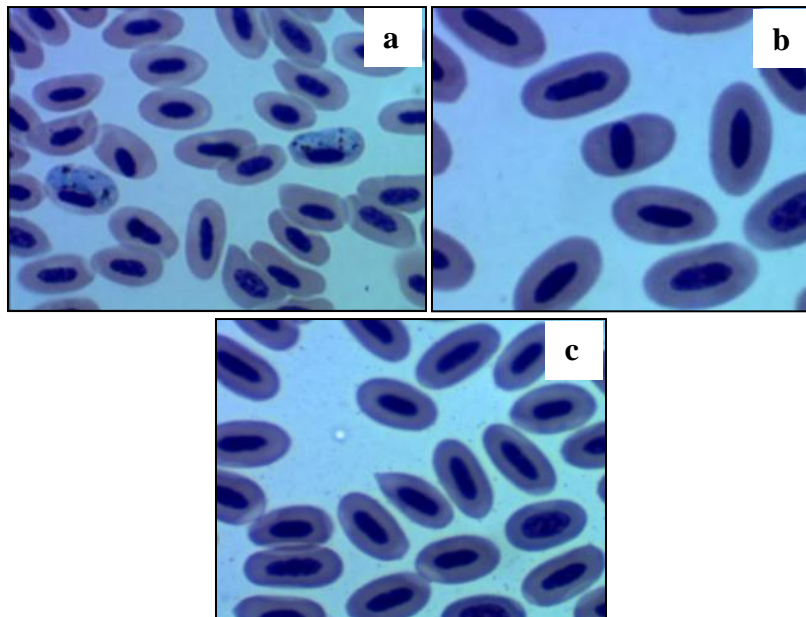
Una vez en el laboratorio se procedió a realizar el recuento e identificación de leucocitos en 100 células (leucocitos, Figuras 11 y 12) con el uso de microscopios el primero marca Leica modelo DM2500 y el segundo marca Motic modelo BA400. Los frotis fueron examinados con un bajo aumento de 40x, para localizar la mejor zona para realizar el recuento de linfocitos (Figura 11), y heterófilos (Figura 12) y posteriormente se usó al aumento 100x y aceite de inmersión directamente sobre el frotis para realizar el conteo (UNICEN, 2005) y analizar el perfil hematológico registrando la cantidad de leucocitos, específicamente la proporción heterófilos/linfocitos, la cual se utilizó como el indicador del nivel de estrés de los individuos. Además se realizó el conteo e identificación hasta nivel de género de hemoparasitos en los mismos campos donde se realizó el conteo leucocitario (Davis 2005). Para esta parte se tomaron en cuenta los siguientes: *Haemoproteus sp.* (Figura 13), *Plasmodium sp.* (Figura 14), *Leucocytozoon sp.* (Figura 15), *Trypanosoma sp.* (Figuras 16 y 17) y Filarias (Figuras 18 y 19)



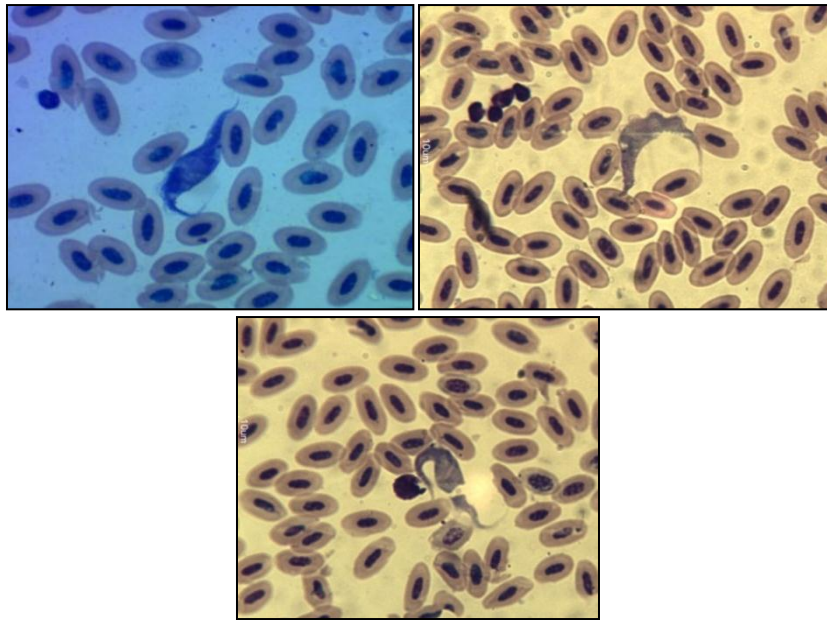
**Figura 10.** Extracción de una muestra de sangre de la vena yugular.



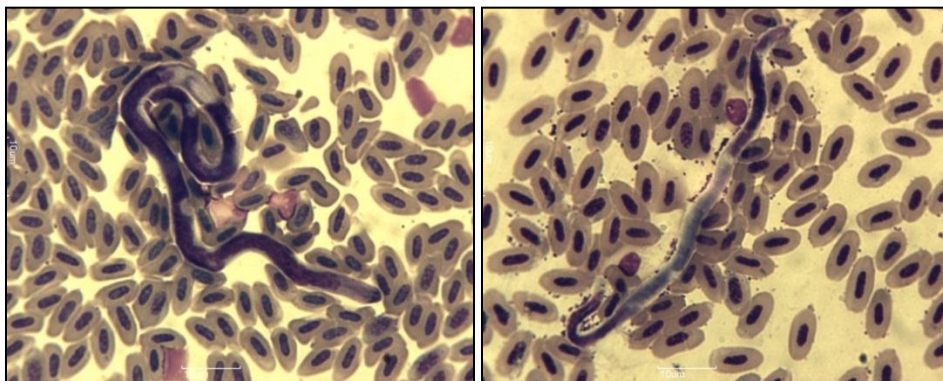
**Figuras 11 y 12.** Leucocitos: Linfocito (a), Heterófilo (b)



**Figuras 13, 14 y 15.** *Haemoproteus* sp. (a), *Plasmodium* sp. (b) y *Leucocytozoon* sp. (c)



**Figuras 16 y 17. *Trypanosoma* sp.**



**Figuras 18 y 19. Filaria**

#### **5.4. Determinación del índice morfométrico**

Para determinar la condición corporal del ave, se calculó el índice morfométrico o de condición corporal para cada individuo capturado y al cual se le extrajo una muestra de sangre. Este índice se determinó utilizando los valores de masa y longitud del ala, los cuales se introdujeron a la siguiente fórmula:  $[masa \cdot 100 / \text{cuerda alar}]$  (Wolfe y Ralfh 2009).

### **5.5. Análisis estadísticos**

Se analizaron estadísticamente los datos para tres especies de aves: *Carpodacus mexicanus*, *Amphispiza bilineata* y *Melospiza fusca* ya que estas fueron las únicas para las cuales se obtuvo un tamaño de muestra adecuado para realizar los análisis estadísticos. El tamaño de la muestra mínimo para cada especie para realizar el análisis estadístico fue de diez individuos por cada sitio de muestreo, aunque en algunos casos se obtuvo un tamaño de muestra mayor (tabla 1). La proporción de heterófilos/linfocitos, el número de hemoparasitos, la cantidad de células infectadas por *Plasmodium sp.* por cada 100 células blancas contadas y el índice morfométrico fueron las variables dependientes. La comparación de las variables dependientes entre los tres niveles de degradación se llevó a cabo mediante análisis de varianza de una vía (ANOVA), utilizando el software SAS V8 (1999). Para evaluar los supuestos del análisis se realizaron las pruebas de normalidad para los residuales: Shapiro-Wilk, y Kolmogorov-Smirnov, y pruebas para evaluar el supuesto de homogeneidad de varianzas con la prueba de Levin.

## 6. Resultados

Únicamente se analizaron las muestras provenientes de los individuos adultos de tres especies. Para cada una de estas tres especies solamente se obtuvo el tamaño de muestra necesario para realizar comparaciones estadísticas entre dos de los tres niveles de degradación del Izotal (Cuadro 2).

**Cuadro 2.** Número de individuos por hábitat y especie a los cuales se les realizó frotis sanguíneo. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado.

<b>Especies</b>	<b>IMD</b>	<b>IAD</b>	<b>P</b>
<i>Amphispiza bilineata</i>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>2</b>
<i>Carpodacus mexicanus</i>	<b>9</b>	<b>6</b>	<b>20</b>
<i>Melospiza fusca</i>	<b>8</b>	<b>3</b>	<b>11</b>

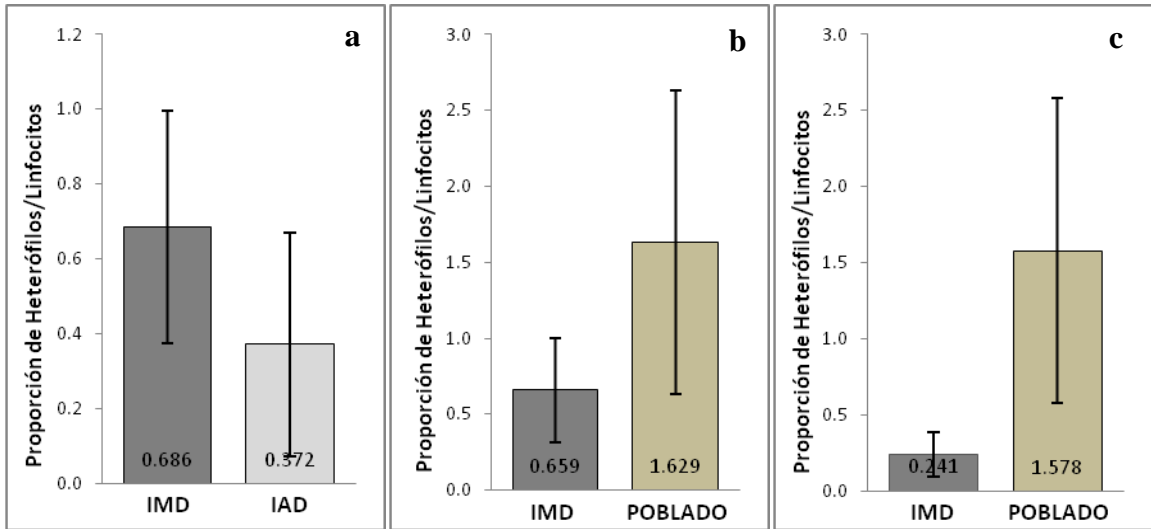
Los hemopárasitos identificados por género en las muestras de sangre fueron: *Haemoproteus sp.* (Figura 13), *Plasmodium sp.* (Figura 14), *Leucocytozoon sp.* (Figura 15), *Trypanosoma sp.* (Figuras 16 y 17) y Filarias (Figuras 18 y 19). El parásito más persistente en las muestras fue *Plasmodium sp.* *Haemoproteus sp.* no se presentó en todas las muestras, pero en algunos casos fue muy abundante. En cuanto a *Trypanosoma sp.* y *Filaria* solo se encontraron cuatro y dos muestras infectadas respectivamente, estas muestras fueron provenientes de individuos de la especie *Carpodacus mexicanus* capturados en el poblado, sin embargo se presentaron en muy bajas abundancias (1-3 parásitos por frotis).

Para la especie *Amphispiza bilineata*, las medias de la relación H/L ( $F=1.68$ ,  $P=0.2085$ ) (Figura 20a), número de hemopárasitos ( $F=0.82$ ,  $P=0.3753$ ) (Figura 21a), y el índice morfométrico ( $F=2.48$ ,  $P=0.1304$ ) (Figura 22a) no se observaron diferencias estadísticamente significativas, sin embargo mostraron una tendencia a presentar valores mayores en el IMD en relación al IAD. El número de células infectadas con *Plasmodium sp.* ( $F=0.01$ ,  $P=0.9189$ ) (Figura 23a) tampoco se observaron diferencias estadísticamente significativas, pero tendió a ser mayor en el IAD en comparación con el IMD.

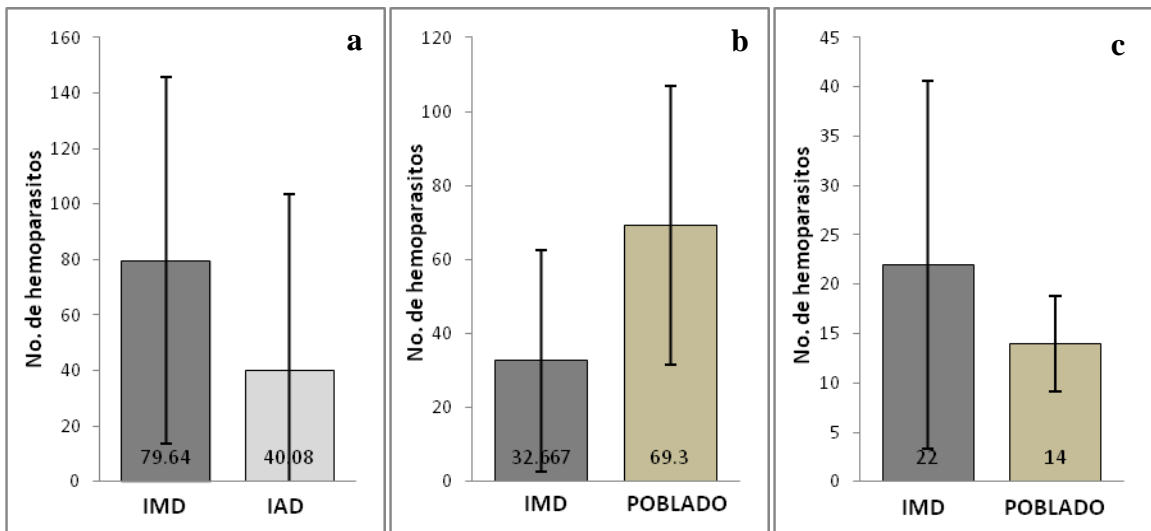


Para la especie *Carpodacus mexicanus*, para los parámetros la relación H/L ( $F=1.65$   $P=0.2099$ ) (Figura 20b) y el número de hemopárasitos ( $F=3.47$   $P=0.0732$ ) (Figura 21b) no se observaron diferencias significativas estadísticamente, pero tendieron a ser mayores en el P. El total de células infectadas con *Plasmodium sp.* ( $F=4.91$   $P=0.0353$ ) (Figura 23b) presentó mayores valores en el P que en el IMD. En el caso del índice morfométrico ( $F=1.44$   $P=0.2415$ ) (Figura 22b) tendió a presentar valores más altos en el IMD. Sin embargo, tampoco se registraron diferencias significativas, debido a la elevada dispersión de los datos.

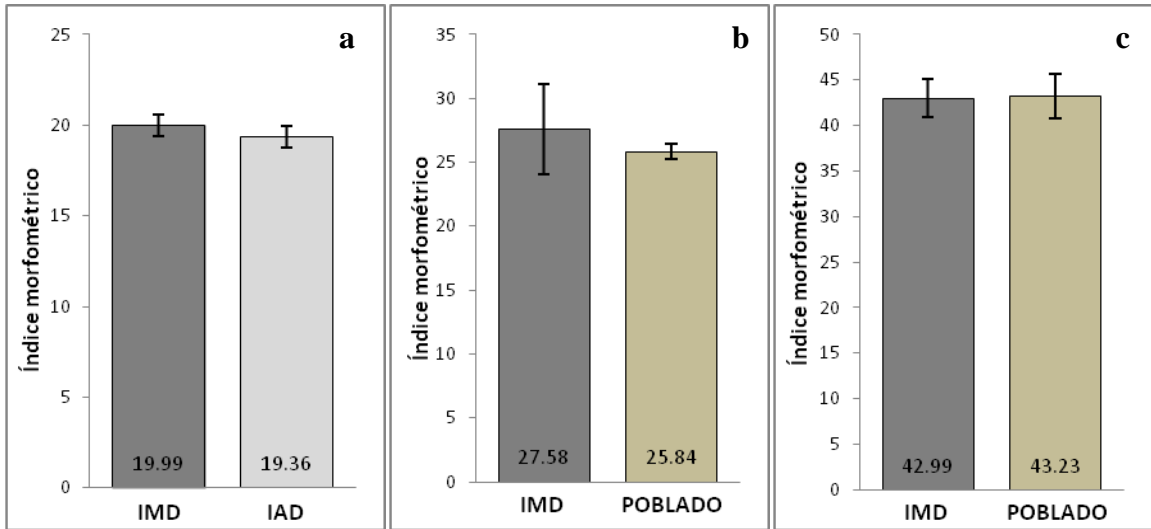
Para la especie *Melospiza fusca*, la relación H/L (Figura 20c) fue mayor en el P que en el IMD ( $F=14.43$ ,  $P=0.0013$ ). A pesar de que se observó una tendencia a presentarse una mayor carga parasitaria ( $F= 0.53$   $P= 0.4758$ ) (Figura 21c) y mayor cantidad de células infectadas con *Plasmodium sp.* ( $F=1.06$   $P= 0.3179$ ) (Figura 23c) en el IMD en comparación con el P, y mayores valores para el índice morfométrico ( $F= 0.02$   $P=0.8923$ ) (Figura 22c) en el P, las diferencias para ninguna de estas variables fueron estadísticamente significativas debido nuevamente a la elevada dispersión de los datos.



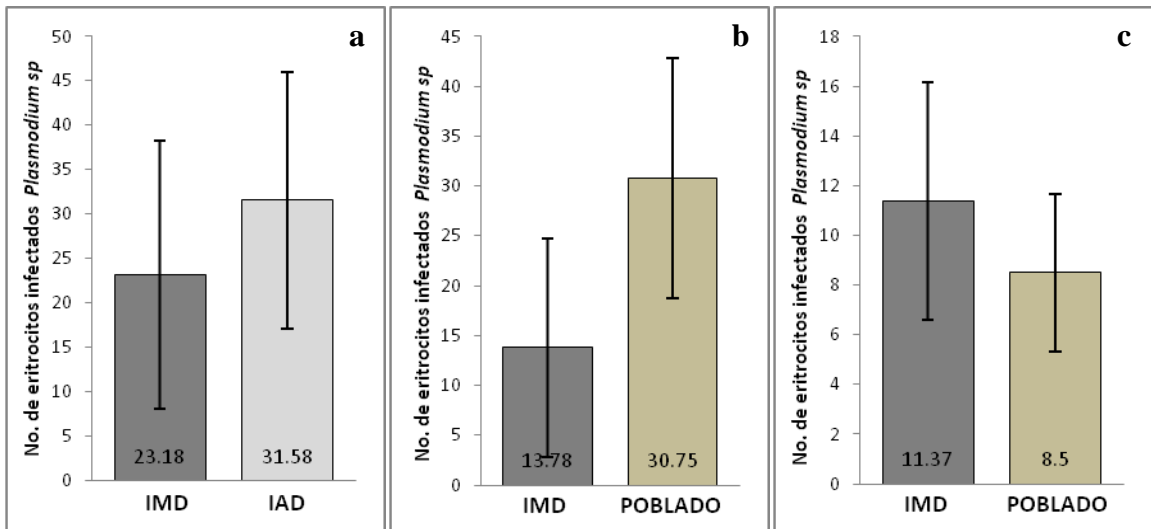
**Figura 20.** Proporción H:L para las especies *Amphispiza bilineata* (a), *Carpodacus mexicanus* (b), y *Melozone fusca* (c). IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Los números dentro de la barra representan la media y las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media.



**Figura 21.** Carga de hemopárasitos para las especies *Amphispiza bilineata* (a), *Carpodacus mexicanus* (b), y *Melozone fusca* (c). IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Los números dentro de la barra representan la media y las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media.



**Figura 22.** Índice morfométrico por cada 100 leucocitos contados para las especies *Amphispiza bilineata* (a), *Carpodacus mexicanus* (b), y *Melozone fusca* (c). IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Los números dentro de la barra representan la media obtenida y las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media.



**Figura 23.** Número de eritrocitos infectados con *Plasmodium sp.* por cada 100 leucocitos contados para las especies *Amphispiza bilineata* (a), *Carpodacus mexicanus* (b), y *Melozone fusca* (c). IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Los números dentro de la barra representan la media y las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media.

## 7. Discusión

La evidencia a favor de la hipótesis de que la degradación antropogénica afectaría negativamente los valores de estrés ecológico en aves de matorral fue limitada, sin embargo para una de las especies estudiadas, *Melospiza fusca*, el nivel de estrés fue mayor en P en comparación con el IMD. Para las otras dos especies, la evidencia fue débil ya que la dispersión de los datos fue grande. Además, las tendencias observadas para *A. bilineata* parecen tener direcciones opuestas a la predicción original ya que los niveles más bajos de estrés ecológico se registraron en el IAD.

Las respuestas observadas responden a dos probables causas; en primer lugar, es posible que los niveles de degradación antropogénica generen cambios en los atributos de las poblaciones y comunidades de aves que a su vez modifiquen el nivel de estrés ecológico en diferentes direcciones de acuerdo a las idiosincrasias de cada una de las especies de aves. En segundo lugar, la amplia dispersión en las variables de respuesta podría ser el resultado de la existencia de fuentes de variación que no se midieron, como el efecto de la sequía, la actividad minera en el área de estudio, etc.

Al interior de cada uno de los parches de vegetación, puede existir heterogeneidad en la distribución espacial de los recursos (Buckland *et al.* 2004) como alimento, agua, sitios de anidación, refugio, etc. Los patrones en el paisaje influyen en la distribución de estos recursos y por tanto en el movimiento de los individuos para obtenerlos (O'Neill *et al.* 1988). En este caso, la escasez de alguno de los recursos dentro del territorio o hábitat del individuo, obligaría a este a buscar el recurso fuera del territorio o a sostener un territorio grande, incrementándose así el gasto energético y por lo tanto, posiblemente induciendo un estrés crónico. La baja disponibilidad de alimento, por ejemplo, se correlaciona positivamente con la respuesta inmunológica y negativamente con la masa corporal en crías de aves (Brzek y Konarzewski 2007). Con base en esta información, la posición de los individuos respecto a la distribución de los recursos dentro de cada uno de los parches de vegetación que se estudiaron podría

explicar parcialmente la amplia variación que se observó en las variables de respuesta. Por otro lado, no se registraron diferencias en los índices morfométricos entre hábitats para las especies estudiadas, lo que posiblemente indica que la disponibilidad de alimento en los tres hábitats no fue limitada y por tanto podrían existir algunos otros factores estresantes en el área de estudio. Adicionalmente, a escalas mayores que el parche de vegetación, pueden existir factores abióticos estresantes como la contaminación por actividades mineras (Chapa-Vargas *et al.* 2010), y la sequía (Moller 1998, Acevedo-Whitehouse y Duffus 2009) entre otros. Algunos estudios, por ejemplo, han correlacionado la disponibilidad de alimento y por tanto restricciones energéticas con variables meteorológicas como la escasa precipitación durante periodos de sequía (Illera y Díaz 2006, Macías-Duarte *et al.* 2009, Machado-Filho *et al.* 2010). Durante el verano, en periodos prolongados de sequía, la extrema aridez y las altas temperaturas inducen estrés ecológico, y a pesar de que se ha reportado que especies residentes de zonas áridas son capaces de modular su respuesta al estrés por sequía, periodos prolongados de esta condición pueden provocar estrés aun en estos organismos. Por otro lado, la cercanía a cuerpos de agua disminuye esta respuesta (Wingfield *et al.* 1992). En los poblados de la zona de estudio, por ejemplo, donde existen cuerpos de agua que son mantenidos de manera artificial, el nivel de estrés ecológico fue bajo para algunas especies. Los paisajes suburbanos o urbanos también pueden ser sitios en los que el estrés es elevado para algunas especies de zonas áridas. Sin embargo, para otras especies no se observa este fenómeno (Fokidis *et al.* 2008). La contaminación es otro factor que puede producir estrés, ya que la presencia de metales pesados o algunos otros contaminantes provocan en el ave un aumento de los niveles de corticoesterona (Hofer y East 1998). Así pues, la elevada dispersión en los resultados obtenidos podría en parte estar relacionada con el efecto de esta variable; las actividades de minería se localizan a no más de 20km de los sitios de estudio, y se ha reportado que en la región, los efectos de la actividad minera pueden presentarse a varios kilómetros de distancia de la fuente de contaminación (Chapa-Vargas *et al.* 2010) ya que el viento transporta los contaminantes que se presentan en forma de polvo.

En cuanto a las cargas parasitarias, la infección por hemoparasitos no siempre se correlaciona con el estrés o con la condición corporal del ave (Fokidis 2008), lo cual sugiere que existen otros factores que pueden influir a las cargas parasitarias. La cercanía a los cuerpos de agua en las zonas urbanas, que son sitios donde frecuentemente se desarrollan los parásitos y los vectores infecciosos de muchos de estos, por ejemplo, es un factor que puede influir las cargas parasitarias (Fokidis *et al.* 2008). En el presente estudio, la carga parasitaria fue independiente de la relación H/L, y del índice de condición corporal.

La degradación antropogénica puede provocar cambios en los parámetros de las poblaciones y comunidades, aunque estos varían de acuerdo a los requerimientos de cada especie. Para las especies como *Toxostoma curvirostre* y *Carpodacus mexicanus* la densidad poblacional más alta se registró en los poblados. También se observó que la máxima riqueza de especies correspondió a estos hábitats (Capítulo 3). Los cambios en el hábitat también pueden causar cambios en el nivel de estrés ecológico en diferentes direcciones de acuerdo a las características y requerimientos de cada una de las especies. Para dos de las especies, *M. fusca* y *C. mexicanus*, se observó una tendencia al incremento en el estrés ecológico en el P en comparación con el IMD. Para el caso específico de *C. mexicanus*, su densidad fue mayor en el P (Capítulo 3), pero en este hábitat se registró una mayor riqueza de especies que en el IMD, por lo tanto podría existir una mayor competencia interespecífica e intraespecífica ya que su máxima densidad ocurre en este sitio, lo cual podría explicar la tendencia (aunque no significativa) para un mayor nivel de estrés en el P que en el IMD. En el caso de *M. fusca*, se registró una tendencia a presentar mayor densidad poblacional en el P, sin embargo la diferencia no fue significativa entre hábitats (Capítulo 3). A pesar de esto, los niveles de estrés ecológico fueron mayores en el P. Posiblemente, esta especie es susceptible a factores no evaluados en el presente trabajo, que son independientes de la densidad poblacional del ave. Estudios anteriores han demostrado que los hábitats en los que las especies ocurren en mayores densidades no necesariamente son óptimos (Faaborg *et al.* 1993), ya que los individuos dominantes podrían desplazar a los subordinados (Shochat *et al.*

2010a) hacia los hábitats subóptimos. Para otras especies, los cambios que genera la degradación antropogénica podrían disminuir el estrés ocasionado por relaciones interespecíficas como la depredación y la competencia, ya que en estos sitios podrían reducirse estos factores estresantes (Fokidis 2008). Contrario a la hipótesis original de este estudio, para una especie, *A. bilineata*, se registró la tendencia del nivel más bajo de estrés ecológico en el IAD. Esto podría deberse a dos factores; 1) la disponibilidad de recursos como el alimento ya que *A. bilineata* es una especie granívora, y los sitios de anidación ya que esta especie anida en arbustos y en este hábitat el estrato arbustivo es dominante, y 2) la disminución en la abundancia de depredadores y la moderada competencia interespecífica en este hábitat debido a que es el hábitat con la menor diversidad, y varias de las especies presentes en el IMD, no fueron registradas en el IAD (*Accipiter cooperii*, *Icterus parisorum*, *Myiarchus cinerascens*, *Mimus polyglottos*, *Melanerpes aurifrons*, *Parabuteo unicinctus*, *Sayornis saya*, *Sialia mexicana*, y *Psaltriparus minimus*) (Capítulo 3), por lo tanto la cantidad de especies que este hábitat sostiene es mucho menor y la competencia interespecífica es posiblemente menor en comparación con los otros hábitats

## **8. Conclusiones**

Los resultados del presente estudio proveen evidencia de efectos de la degradación antropogénica en matorrales del centro de México en el estrés ecológico para algunas especies de aves, pero no para todas. Diversos factores bióticos y abióticos que no fueron cuantificados probablemente tienen efectos adicionales en el estrés ecológico en la avifauna. Las investigaciones futuras que evalúen efectos adicionales de manera simultánea seguramente arrojarán resultados más informativos. El estudio de estos factores representa un gran reto, ya que medir algunas de estas variables implicaría determinar la distribución espacial de los recursos y realizar capturas de individuos en territorios dentro de cada parche que varíen en su posición con respecto a la distribución de recursos y con respecto a los territorios de otros individuos de la misma y de otras especies. Finalmente cabe recalcar que el estudio del estrés ecológico en las especies de vida silvestre y los factores que lo ocasionan es importante para desarrollar programas de manejo y estrategias de conservación de especies vulnerables a los cambios antrópicos. En este sentido, de acuerdo a una intensa búsqueda bibliográfica, el presente es el primer estudio científico que intenta relacionar los patrones de degradación en hábitats semiáridos del centro de México con el estrés ecológico a nivel individual, y por lo tanto el valor del presente estudio consiste en que se sientan las bases para estudios posteriores en la región.



## 9. Bibliografía

- Acevedo-Whitehouse K. y A. L. J. Duffus. 2009. Effects of environmental change of wildlife health. *Philosophical transaction of the royal society B*. 364: 3429-3438.
- Benzon, J. T., Bednarz J. C. 2010. Relationships among survival, body condition, and habitat of breeding swainson's warblers. *The Auk*. 112(1): 138-148.
- Brzek P. y M. Konarzewski. 2007. Relationship between avian growth rate and immune response depends on food availability. *The journal of experimental biology*. 210: 2361-2367.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas L (eds) (2004) *Advanced Distance Sampling: estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press, Oxford. UK.
- Canterbury G., Emartin T. E., Petit D. R., Petit L. J. Y Bradford D. F. 2000. Bird Communities and Habitat as Ecological Indicators of Forest Condition in Regional Monitoring. *Conservation Biology*, 14 (2): 544–558.
- Chapa Vargas, L., J. J. Mejia-Saavedra, K. Monzalvo Santos, F. Puebla Olivares. 2010. Blood lead concentrations in wild birds from a polluted mining region at Villa de la Paz San Luis Potosi Mexico". *Journal of Environmental Science and Health*. 45: 90-98.
- Cirule, D., T. Krama, J. Vrublevska, M.J. Rantala, I. Krams. A rapid effect of handling on counts of white blood cells in a wintering passerine bird: a more practical measure of stress?. *Journal Ornithology*. DOI 10.1007/s10336-011-0719-9
- Davis, A.K. 2005. Effects of handling time and repeated sampling on avian white blood cell counts. *Journal of Field Ornithology* 76(4): 334-338
- Davis, A.K.\* y J.C. Maerz. 2008. Comparison of hematological stress indicators in recently captured and captive paedomorphic mole salamanders, *Ambystoma talpoideum*. *Copeia* 2008(3): 613-617
- Faaborg, J., M. Brittingham, T. Donovan, y J. Blake. 1993. Habitat fragmentation in the temperate zone: A perspective for managers. In *Status and Management of Neotropical Migratory Birds*, ed. D.M. Finch and P.W. Stangel, 331-38. US Forest Service General Technical Report RM-229.
- Fokidis, H. B., E. C. Greiner y P. Deviche. 2008. Interspecific variation in avian blood parasites and hematology associated with urbanization in a desert habitat. *Journal Avian Biology*. 39: 300-310.

- Friend, M., J. C Franson editores.1999. Manual de campo para enfermedades de fauna Silvestre-Procesamientos generales de campo y enfermedades. *Estudios geológicos de EUA-División de recursos biológicos*. 424 pp.
- González, O. J. A. 2003. Aplicación de análisis multivariantes al estudio de las relaciones entre las aves y sus hábitats: un ejemplo con passeriformes montanos no forestales. *Ardeola*. 50(1): 47-58.
- Gray J. (1987). Effects of environmental stress on species rich assemblages. *Biological Journal of the Linnean Society* 37: 19-32.
- Hofer, H. y M. L. Eart. 1998. Biological Conservation and Stress. *Advances in the Study of Behavior*. 27: 405-525.
- Holst D. V. 1998. The concept of stress and its relevance for animal behavior. *Advances in the Study of Behavior*. 27: 1-130.
- Illera, J. C. y M. Díaz. 2006. Reproduction in an endemic bird of a semiarid island: a food-mediated process. *Journal of avian biology*. 37:447-456.
- Labocha, K. M., J. P. Hayes. Morphometric indices of body condition in birds: a review. *Journal Ornithology*. DOI 10.1007/s10336-011-0706-1.
- Machado-Filho, R. A. N., G. M. Balsmao y M. A. Marini. 2010. Seasonal differences in immune profiles and body conditions of migratory and permanent resident neotropical flycatchers. *The Condor*. 112(3): 579-590.
- Macías-Duarte, A., A. B. Montoya, C. E. Méndez-González, J. R. Rodríguez-Salazar, W. G. Hunt, P. G. Krannitz. 2009. Factors Influencing habitat use by migratory grassland birds in the state of Chihuahua, Mexico. *The Auk* 4: 896-905.
- Matta, E. N. y Rodríguez O. A. 2001. Hemoparasitos aviaries. *Acta Biológica Colombiana*. 6(1): 27- 24.
- Moller, P. A. 1998. Development Instability as a General Measure. *Advances in the Study of Behavior*. 27: 181-209.
- O'Neill, R. V., B.T. Milne, M.G. Turner y R.H. Gardner. 1988. Resource utilization scales and landscape pattern. *Landscape ecology*. 2(1): 63-69.
- Pérez, G. R. A., E. M. H. de Oca, E. G. Zenteno y C. C. Sierra. 2005. Análisis de los grupos celulares sanguíneos en diferentes especies de aves por el método de Romanowsky. (en línea): Consulta: 25 Agosto de 2010. <[http://www.amemi.org/Docs/simposia\\_biologia/carteles/5\\_ANALISIS\\_DE\\_LOS\\_GRUPOS\\_CELULARES\\_SANGUINEOS\\_EN\\_DIFERENTES\\_.pdf](http://www.amemi.org/Docs/simposia_biologia/carteles/5_ANALISIS_DE_LOS_GRUPOS_CELULARES_SANGUINEOS_EN_DIFERENTES_.pdf)>

- Petit, J. L. y D. R. Petit. 2003. Evaluating the Importance of Human-Modified Lands for Neotropical Bird Conservation. *Conservation Biology* 17(3): 687–694.
- Pyle P (1997). Identification Guide to North American Birds. Slate Creek, Bolinas, Calif.
- Sáenz, M. J. C., Menacho, O. R. M. 2005. Riqueza y abundancia de las aves migratorias en paisajes agropecuarios de Esparza, Costa Rica. Universidad Nacional, Programa Regional en Manejo de Vida Silvestre. CR. v. 9, no. 1, p. 10-21.
- Schat K. A. y Skinner M. A. 2008. Avian immunosuppressive diseases and immune evasion. *Avian Immunology*. Ed. Elsevier. USA.
- Shochat, E., S. B. Lerman, J. M. Anderies, P. S. Warren, S. H. Faeth, y C. H. Nilon. 2010. Invasion, Competition, and Biodiversity Loss in Urban Ecosystems. *BioScience*. 60(3): 199-208.
- Sibley, D. A. 2000. The Sibley Guide to Birds. New York: Algreed A. Knopf, Inc.
- Siegel HS (1980) Physiological stress in birds. *Bioscience* 30:529–534
- Statistical Analysis System Institute (SAS–Institute) V8.0, 1999. The SAS system for window. SAS Institute Inc. Cary, NC27513, USA. p. 891–996.
- Ugalde, L. S., J. I. Valdez-Hernández, G. Ramírez-Valverde, J. L. Alcántara-Carbajal y J. Velázquez-Mendoza. 2009. Distribución vertical de aves en un bosque templado con diferentes niveles de perturbación. *Madera y Bosques*. 15(1): 5-26.
- UNICEN (Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Veterinarias). Guía de trabajos prácticos curso de inmunología. <http://www.vet.unicen.edu.ar/html/Areas/Inmunologia/Documentos/TP1.pdf>. Consultado el 25 Agosto de 2010.
- Vleck C. M., VERTICALINO N., VLECK D. y BUCHER T. L. 2000. Stress, corticosterone, and heterophil to lymphocyte ratios in free-living adklie penguins. *The Condor* 102:392-400
- Wingfield, C.J., C. M. Vleck y M. C. Moore. 1992. Seasonal Changes of the Adrenocortical Response to stress in birds of the Sonora Desert. *The journal of experimental zoology*. 264: 419-428.
- Wolfe, J. D. y J. Ralfh. 2009. Correlation between el Niño-Southern oscillation and change in neartic-neotropic migrant condition in Central America. *The Auk*. 126(4): 809-814.

## CAPITULO III

### DESCRIPCIÓN DE LOS ATRIBUTOS DE LA COMUNIDAD AVIFAUNISTICA Y LA DENSIDAD POBLACIONAL DE ESPECIES REPRESENTATIVAS EN UN GRADIENTE DE DEGRADACIÓN ANTROPOGÉNICA EN EL IZOTAL DEL ALTIPLANO POTOSINO

#### 1. Introducción

Junto con las selvas, los matorrales son de los ecosistemas que albergan la mayor biodiversidad en México, en particular los matorrales concentran una gran cantidad de especies endémicas (Neyra y Durand 1998, SEMARNAT 2005). Los procesos de degradación ambiental que actualmente son comunes en las zonas áridas y semiáridas provocan irreversibles y dramáticos cambios en la composición y estructura de la vegetación. Por otro lado existen pocos estudios en las zonas áridas que analicen como los cambios en la composición y estructura vegetal afectan la diversidad de la fauna nativa (Jepson-Innes y Bock 1989, Heske y Campbell 1991 en Whitford 1997).

Debido a los cambios que han sufrido los ecosistemas por las actividades humanas se hace cada vez más necesario el uso de indicadores ecológicos para monitorear y evaluar estos disturbios, es por ello que se ha utilizado a las comunidades de aves como indicadores ecológicos (Canterbury *et al.* 2000). Esto se debe a que las aves reúnen aspectos adecuados para el monitoreo ambiental y la información disponible sobre su biología taxonomía, distribución geográfica, requisitos ecológicos, vulnerabilidad a perturbaciones, etc. es amplia (Ramírez 2000). Por todo lo anterior el monitoreo de este grupo de especies podría ser una herramienta importante para determinar la calidad ambiental de un sitio, sobre todo en los que han sufrido degradación por actividades antropogénicas como la extracción de madera, y el sobrepastoreo, problema relevante en México donde el 45.5% de las zonas forestales están perturbadas (Neyra y Durand 1998).

A pesar de la importancia que implica el conocer los atributos de la comunidad de aves, no es suficiente medir solamente la riqueza de especies u otros atributos,

también es necesario usar las densidades de algunas especies que conforman el ensamble, como índices del estado de la comunidad de aves y su relación con el hábitat (Canterbury *et al.* 2000). Además, la ocupación del hábitat en función de los cambios en el mismo para especies clave podría por ejemplo brindarnos una medida del impacto de la desertificación sobre la biodiversidad faunística (Whitford 2000).

Determinar la densidad de las poblaciones de aves es de particular importancia porque no todas las especies responden de igual forma a los disturbios de origen antropogénico y esto depende de los hábitos de las especies y la magnitud de los cambios en la estructura vegetal, estas modificaciones proveen de nuevos nichos ecológicos que pueden ser cubiertos por algunas especies, sin embargo otras desaparecerán del sitio (Sرامي 2009).

Por otro lado, los atributos como densidad, abundancia y ocupación de hábitats para diferentes especies de aves son variables relativamente fáciles y rápidas de medir en comparación de otras para evaluar la salud de las poblaciones de aves (Buckland *et al.* 2001, 2004, MacKenzie *et al.* 2006), por ello se pueden utilizar como subrogados de otros parámetros de las poblaciones como: natalidad, mortalidad, supervivencia o éxito reproductivo, que implican estudiar a las poblaciones por periodos de tiempo mucho más largos y un mayor esfuerzo de muestreo.

## **2. Preguntas de investigación**

Debido a lo anterior en este estudio se plantearon las siguientes preguntas ¿De que forma afectan las modificaciones de la cobertura y composición vegetal por la extracción de especies del estrato arbóreo (yucas) y el pastoreo a lo largo de un gradiente de degradación a la riqueza, equidad, dominancia y similitud de comunidades de aves en el altiplano potosino? ¿Como varía la densidad de las poblaciones de algunas especies sensibles a la modificación de su hábitat por actividades antropogénicas a lo largo del mismo gradiente?

### 3. Hipótesis

Mediante el presente estudio se evaluaron las siguientes hipótesis:

A nivel poblacional: en los sitios degradados y con mayor modificación de la estructura vegetal (izotales altamente degradados y poblados) se esperaba que disminuyera la densidad poblacional de especies susceptibles y dependientes de hábitats poco alterados (ej. *Polioptila caerulea*); mientras que en estos mismos sitios se esperaba que otras especies generalistas y oportunistas (ej. *Carpodacus mexicanus*) presentaran su mayor densidad.

A nivel de comunidad: se esperaba como respuesta a la degradación y pérdida de la estructura y riqueza de especies vegetales, que la riqueza y diversidad de especies de aves disminuyera, que se incrementase la dominancia de algunas especies, específicamente las generalistas y oportunistas, que el hábitat con menor similitud en la composición del ensamblaje de especies fuese el poblado y que al contrario, los izotales con la estructura vegetal más compleja y los izotales degradados fueran más semejantes entre si en sus valores de estructura comunitaria de aves.

### 4. Objetivos

Con la finalidad de evaluar las hipótesis previamente expuestas, se establecieron los siguientes objetivos:

- Comparar la densidad de algunas especies de aves entre tres niveles de degradación: P, IAD y IMD.
- Comparar los atributos de la comunidad de aves (riqueza, diversidad, dominancia, y similitud) entre los tres niveles de degradación.

## **5. Metodología**

### **5.1. Selección de los sitios de muestreo**

La región de estudio se localiza en los municipios de Charcas y Catorce, en los ejidos: Coyotillos, Guadalupe Victoria, Presa de Santa Gertrudis, la Cardoncita y Tanque Dolores, en la carta topográfica F14A33 del instituto nacional de estadística y geografía. El tipo de vegetación puede clasificarse como izotal dentro de un matorral xerófilo con dominancia de *Yucca filifera* en el estrato arbóreo y *Larrea tridentata* en el arbustivo, el análisis de la estructura y composición vegetal del área de estudio se describió con detalle en el capítulo uno.

El muestreo se realizó en tres niveles de degradación: 1) P: las áreas correspondientes a los asentamientos humanos o poblados, 2) IAD: áreas que de acuerdo a la memoria colectiva de los pobladores y a los registros históricos (archivo agrario), décadas atrás se encontraban IMD, sin embargo por la sobreexplotación, ahora la estructura vegetal es pobre y predomina el estrato arbustivo, a estos sitios se les denominará izotales altamente degradados y 3) áreas cubiertas por IMD donde aun se puede reconocer un estructura vegetal compleja similar a la que posiblemente existía originalmente en la región.

### **5.2. Atributos de la comunidad**

#### **5.2.1. Trabajo de campo**

Se llevaron a cabo los muestreos de la avifauna en la zona de estudio entre el 1 octubre y el 18 de noviembre de 2010 y entre el 27 de febrero y el 8 de junio del 2011. No se realizaron muestreos entre el 18 de Noviembre y el 27 de Febrero para evitar sesgos debidos a la baja abundancia de aves que se presenta en la temporada invernal en la región de estudio (datos no publicados), y a la presencia de aves migratorias, estos sitios fueron los mismos que se muestrearon en el capítulo 2, por lo tanto la metodología utilizada para la captura de las aves fue la misma, así como la colocación y tiempo que permanecieron abiertas las redes. Por lo tanto a continuación solo se mencionan algunos detalles del método de muestreo con redes, ya que este se describe con mayor detalle en el capítulo 2. Se muestrearon nueve sitios durante tres días consecutivos en cada uno, de tal



forma que para cada nivel de degradación se tuviesen tres replicas y un total de nueve días de esfuerzo de muestreo. En cada sitio se realizó la captura de aves con el uso de veintidós redes de niebla distribuidas de forma aleatoria a una distancia no menor a 300 m de cualquier borde para evitar posibles sesgos. Las redes permanecieron abiertas aproximadamente 10 horas al día (desde el amanecer hasta antes de la puesta del sol).

La identificación de las especies de aves capturadas se realizó con el uso de guías ornitológicas (Sibley 2000, Pyle 1997). Posteriormente se registraron los datos merísticos estándar propuestos por Pyle (1997).

### 5.2.2. Análisis de datos

Para describir los atributos de la comunidad se utilizó la información colectada en redes y se realizaron las estimaciones de riqueza de especies, equidad, dominancia y similitud.

*Riqueza de especies (S)*: ésta es descrita como el número de especies presentes en el área de estudio. Fueron usados los estimadores Mao Tao ( $S_{obs}$ =número de especies observadas) y Chao 2; este último es un estimador extrapolativo y está basado en el número de especies que ocurren en una y en dos ocasiones en la muestra (Escalante 2003). Este índice estima el número de especies que pueden estar presentes en el área pero que no fueron registradas en el muestreo (Magurran 2004). Este estimador es calculado empleando la siguiente formula:

$$\hat{S}_{Chao2} = S_{obs} + \frac{Q_1^2}{2Q_2}$$

Donde “ $S_{obs}$ ” es el número de especies observadas, “ $Q_1$ ” es el número de especies que ocurren solo en una muestra y “ $Q_2$ ” es el número de especies que ocurrieron exactamente en dos muestras (Colwell 2009). La finalidad de comparar la riqueza de especies observada (Mao Tao) y la riqueza de especies estimada (Chao 2) es estimar el número de especies totales en el sitio, y determinar si el número total de especies observadas es o no similar al número máximo de especies totales

estimado. Si los intervalos de confianza para el estimador de Chao2 y el observado se traslapan, entonces las diferencias son irrelevantes, pero si los intervalos de confianza no se traslapan, entonces esto sugiere que aún faltan muestreos para obtener la riqueza total.

*Equidad (H')*: los índices de equidad tienen en cuenta la abundancia de cada especie y qué tan uniformemente se encuentran distribuidas las abundancias entre las especies. Se ha cuantificado con el uso del índice de Shannon-Wiener, este es uno de los índices más utilizados para determinar la diversidad de especies y expresa la probabilidad de que un individuo seleccionado al azar pertenezca a determinada especie (Somarriba 1999). Para poder emplearlo el muestreo debe ser aleatorio (BOLFOR *et al.* 2000). Se calcula empleando la siguiente fórmula:  $[H' = -\sum P_i * \ln P_i]$  donde  $P_i$  es la abundancia relativa, y  $\ln P_i$  es el logaritmo natural de la abundancia relativa (BOLFOR *et al.* 2000).

*Dominancia (D)*: se cuantificó usando el índice de Simpson que al igual que Shannon permite determinar la diversidad, y determina la probabilidad de un encuentro intraespecífico, es decir la probabilidad de que si se toman dos individuos al azar de la comunidad que ambos sean de la misma especie (Golicher 2008). Se calcula usando la siguiente fórmula:

$$\hat{D} = \frac{\sum_{i=1}^S n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

Donde  $n_i$  es el número de individuos de la  $i$ ésima especie, y  $N$  es el número total de individuos (BOLFOR *et al.* 2000).

*Similitud*: Los índices de similitud también llamados de “solapamiento de especies” permiten comparar la composición de los ensamblajes de dos comunidades con atributos similares (Chao *et al.* 2004), estos pueden ser calculados en base a datos cualitativos (presencia/ausencia) o cuantitativos (abundancia) (Álvarez *et al.* 2006). Los índices más comunes son Jaccard (IJ) y Sorensen (IS), sin embargo al ser cualitativos tienen un desempeño pobre entre ensamblajes que incluyen una

fracción sustanciosa de especies raras, ya que asume que los datos de muestreo son representaciones verdaderas y completas de la composición del ensamblaje (Chao *et al.* 2004). Sin embargo se han creado nuevos índices de similitud basados en los clásicos índices de Jaccard y Sorensen, los cuales también son cuantitativos al calcularse a partir de los datos de abundancia de las especies, así reducen el sesgo introducido por el submuestreo mediante la estimación y compensación por los efectos de las especies compartidas no observadas (Chao *et al.* 2004), estos índices también se utilizaron para comparar la similitud de los hábitats.

Para poder realizar las comparaciones estadísticas entre las comunidades avifaunísticas de los tres niveles de degradación, se agruparon los datos de las especies residentes por nivel, debido a que en la región se ha observado que la mayoría de las migratorias no pasan el invierno allí sino que solamente están de paso (información no publicada) y esto podría segregar los datos. Con estos datos se estimaron los atributos de la comunidad: riqueza de especies ( $S$ ) y el índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) utilizando la técnica de análisis de rarefacción basada en número de muestras (Gotelli y Colwell, 2001). Utilizando el software *EstimateS 8.2.0* (Colwell 2009), para poder realizar las comparaciones validas entre habitas y evitar sesgos en las estimaciones. Para cada tipo de hábitat se realizaron 1000 remuestreos sin reemplazo para cada tamaño de muestra.

Para realizar estos análisis se utilizó el número de días que estuvieron abiertas las redes de niebla como unidades de muestreo, teniendo un tamaño de muestra máximo de 9 días para cada nivel y un total de 18 días para todo el estudio. Las comparaciones entre niveles de degradación se realizaron en el tamaño máximo de muestra (9 días). Los resultados del análisis de rarefacción se representaron gráficamente, este procedimiento permitió generar las curvas de rarefacción, para las cuales se calcularon los intervalos de confianza (IC) de 95% y se graficaron con la finalidad de evaluar las posibles diferencias estadísticas en las variables analizadas entre niveles de degradación, en el caso de que no se solaparan los IC, indicaría que existen diferencias significativas entre los tres niveles. De igual forma los valores observados para la curva de rarefacción para la riqueza de

especies ( $S$ ) fueron comparados con los valores obtenidos por el estimador Chao2. Los índices de similitud del ensamblaje de especies: Jaccard y Sorensen basados en la abundancia de las especies también fueron calculados con el software *EstimateS 8.2.0* (Colwell 2009). La dominancia estimada con el índice de Simpson se determinó utilizando también técnicas de rarefacción con 1000 remuestreos sin reemplazo para cada tamaño de muestra, en base al número de individuos capturados en cada hábitat empleando el software *Ecosim V7.72* (Gotelli y Entsminger 2011).

### 5.3. Densidad poblacional

#### 5.3.1. Especies de estudio

Las especies para las cuales se determinó su densidad poblacional (*Polioptila caerulea*, *Amphispiza bilineata*, *Campylorhynchus brunneicapillus*, *Carpodacus mexicanus*, *Melospiza fusca* y *Toxostoma curvirostre*) son representativas de la comunidad de aves de la zona de estudio, debido a la variabilidad en sus requerimientos específicos, ya que habitan y anidan en diferentes estratos (arbustivo y arbóreo), pertenecen a diferentes grupos alimenticios (insectívoro y granívoro) y sobre todo su nivel de vulnerabilidad a las intervenciones antropogénicas en su hábitat difiere considerablemente, ya que algunas pueden ser severamente perjudicadas y otras se benefician de la presencia humana. A continuación se presenta un cuadro con los requerimientos de cada especie (Cuadro 3):

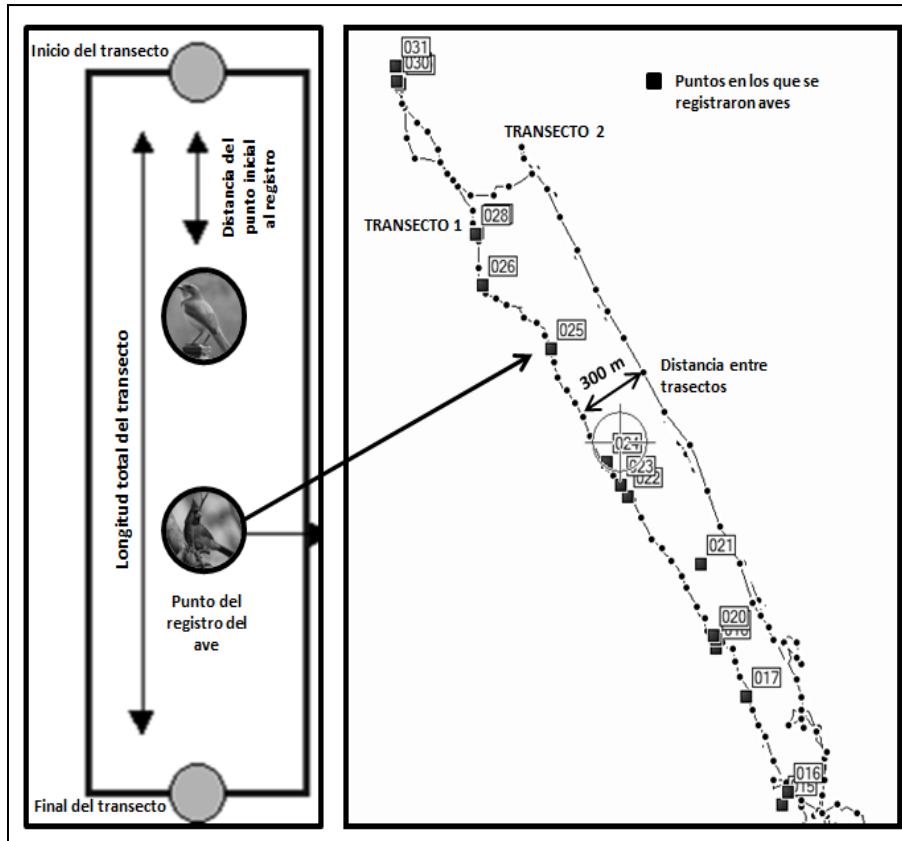
**Cuadro 3.** Requerimientos específicos de las especies para las cuales se estimó su densidad poblacional.

<b>Especie</b>	<b><i>Amphispiza bilineata</i></b>	<b><i>Campylorhynchus brunneicapillus</i></b>	<b><i>Polioptila caerulea</i></b>	<b><i>Carpodacus mexicanus</i></b>	<b><i>Toxostoma curvirostre</i></b>
<b>Hábitat</b>	Matorrales	Matorrales (zonas áridas)	Sotobosque de áreas con un estrato arbóreo bien desarrollado	Generalista: cultivo, poblados, etc.	Matorrales con presencia de cactáceas.
<b>Sitios de anidación</b>	Arbustos	Arbustos y opuntias	árboles de altura media	Generalista: postes, árboles, etc.	Opuntias, arbustos y árboles pequeños
<b>Gremio alimenticio</b>	Insectívora (también se alimenta de semillas)	Insectívora (ocasionalmente come frutos y semillas)	Insectívora	Granívora: gran variedad de frutos y semillas	Insectívora, (ocasionalmente insectívora y frugívora)
<b>Vulnerabilidad a la presencia humana</b>	Sus nidos son susceptibles a la presencia humana	Sus nidos son susceptibles a la presencia humana	Requiere un microhábitat específico	Se beneficia de la presencia humana	Conversión de los matorrales y la expansión de las ciudades

FUENTE: Johnson 2002, Proudfoot 2000, Ellison 1992, Hill 1993, Tweit 1996.

### 5.3.2. Trabajo de campo

En cada uno de los nueve sitios de muestreo se realizaron censos visuales y auditivos utilizando el método de transecto de distancia variable (Figura 24) (Buckland *et al.* 2001). Para realizar la identificación visual y auditiva de las especies se utilizaron binoculares y guías ornitológicas (National Geographic Society. 1987, Peterson y Chalif 1989). Se empleó la técnica de transecto en línea de distancia variable porque es útil en hábitats abiertos como los matorrales, donde la visibilidad es elevada, y por lo tanto se evitan dobles conteos que son más frecuentes mediante conteos puntuales (Buckland *et al.* 2001, Ralph *et al.* 1996). Los transectos fueron recorridos a pie a una velocidad constante (aproximadamente 0.5km/h). El ancho de detección de aves fue de aproximadamente 100m a cada lado del transecto, aunque en ocasiones se detectaron individuos a mayores distancias. La longitud promedio de los transectos fue de 500 m, y el rango en longitud de transectos fue de 250-570m. El número de transectos fluctuó entre 17 y 6 en cada uno de los nueve sitios de estudio. Para las estimaciones de densidades no es necesario que el esfuerzo de muestreo sea similar entre sitios y tipos de hábitat, siempre y cuando el esfuerzo de muestreo (longitud total sumando todos los transectos) sea suficientemente grande, y se cuente con un número de transectos (réplicas) suficiente para realizar una buena estimación de la varianza en la densidad de aves. El método de muestreo por distancia realiza los ajustes necesarios para el esfuerzo de muestreo, y por lo tanto las comparaciones entre hábitats son válidas a pesar de que el esfuerzo de muestreo no fue similar. Por otro lado, aunque existe la posibilidad de realizar dobles conteos de individuos que hayan sido detectados en los transectos, estos no sesgan los resultados, siempre y cuando el doble conteo no haya sido debido a la actividad del observador (Buckland *et al.* 2001).



**Figura 24.** Representación grafica de los transectos en línea.

Los censos se llevaron a cabo entre el amanecer y las 11:30 hrs ya que este es el horario de mayor actividad ornitológica en la zona de estudio (datos no publicados). Se realizaron censos únicamente cuando las condiciones climáticas lo permitieron, ya que no es recomendable realizar censos bajo condiciones de precipitación, viento, o temperaturas extremas que interfieran con la actividad ornitológica y/o con la detectabilidad. Este diseño permitió eliminar posibles sesgos debidos a condiciones ambientales diferentes entre muestreos. Los registros siempre se obtuvieron delante del observador, con la finalidad de evitar dobles conteos, y cometer el error de sobreestimar la densidad de las poblaciones (Buckland *et al* 2001). Para cada observación, durante los censos se registraron los siguientes datos:

1. Número de transecto, sitio, fecha, hora de comienzo y finalizado del recorrido, estado del tiempo, nivel del gradiente de degradación al que pertenecía el sitio de muestreo.
2. Distancia del punto inicial del transecto al punto donde se realizó el registro.
3. Especie, sexo (en el caso que pudiese identificarse) y número de individuos por parvada (“clúster”, i.e., Buckland *et al.* 2001).
4. Distancia perpendicular entre la línea central del transecto y el o los individuos. Esta distancia se midió con un distanciómetro láser.

El método de muestreo por distancia requiere de tres supuestos críticos para que las estimaciones de densidad sean válidas (Lukacs *et al.* 2010, Quinteros *et al.* 2002, Buckland *et al.* 2001), a continuación se describen estos supuestos y los ajustes en el muestreo en el campo que son recomendados por Buckland *et al.* (2001), y que se realizaron para cumplir con dichos supuestos:

- La probabilidad de detección en la línea central del transecto es 1. Para cumplir con este supuesto, se dedicó la mayor parte del esfuerzo de observación a la línea central, y para obtener registros hacia los lados se utilizó únicamente vista periférica.
- Los individuos deben ser registrados en su posición inicial; esto implica que se registraron antes de que se alejen o acerquen a la línea del transecto como respuesta al movimiento del observador. Para cumplir este supuesto, se prestó atención a todos los movimientos de las aves, y el mayor esfuerzo de observación se realizó hacia el frente del observador a una distancia de 30 m que es la distancia en la cual los individuos no se mueven como respuesta al observador.
- Las distancias son medidas correctamente, es decir sin error. Para lograr que este supuesto se cumpliera, se utilizó un distanciómetro láser.



### 5.3.3. Análisis de los datos

Los registros de los censos fueron usados para estimar la densidad de las especies para las cuales se obtuvo al menos un tamaño de muestra mínimo de 60 registros para todo el estudio, y aproximadamente 20 registros por cada hábitat (Buckland *et al.* 2001), para ello se utilizó el software Distance V6, este programa genera funciones de detectabilidad en función de la distancia perpendicular entre la línea central del transecto y el ave, y en combinación con los registros de las aves logra estimar la densidad de las poblaciones ajustando mediante métodos estadísticos y numéricos, la densidad para la presencia de individuos presentes pero no observados, de la misma forma genera estimadores del error estándar de la densidad de aves por cada tipo de hábitat, con los cuales se calcularon posteriormente los intervalos de confianza. Finalmente, una vez obtenidos los estimadores de densidad, el software los utiliza para realizar extrapolaciones a toda el área de estudio y obtener las estimaciones de tamaños poblacionales para cada especie junto con sus respectivos intervalos de confianza.

## 6..Resultados

### 6.1. Atributos de la comunidad avifaunística

En total se capturaron 53 especies de aves de las cuales 39 son residentes y 14 migratorias. La información referente al número de especies y de capturas por hábitat se presenta en la cuadro 4.

**Cuadro 4.** Individuos capturados durante el estudio. IMD=Izotal moderadamente degradado, IAD=Izotal altamente degradado, P= Poblado.

<b>Nivel de degradación</b>	<b>Especies Residentes</b>	<b>No. de individuos residentes</b>	<b>Especies Migratorias</b>	<b>No. de individuos migratorios</b>
<b>IMD</b>	17	65	3	7
<b>IAD</b>	14	54	4	23
<b>P</b>	27	278	9	26

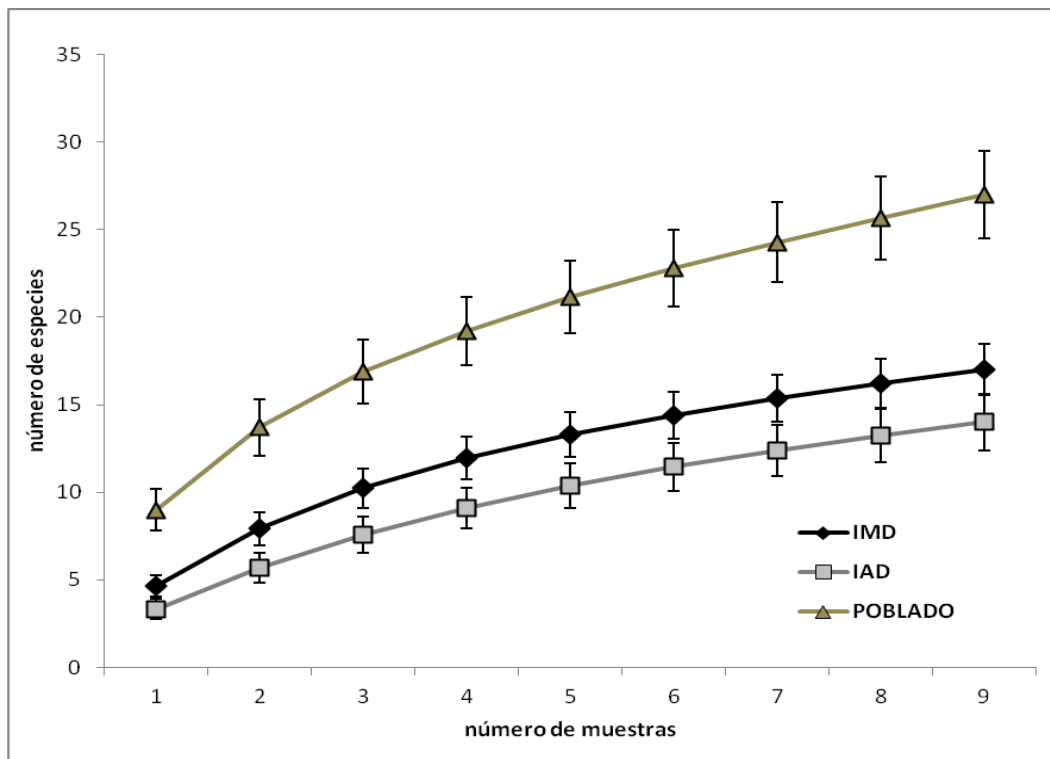
Para la riqueza de especies no se alcanzó la asíntota para ninguno de los tres niveles de degradación. Para el IMD y el IAD, la riqueza observada fue menor a la máxima riqueza estimada mediante el estimador de *chao2*, sin embargo esta diferencia fue pequeña (<una especie). Para el caso del P, la diferencia entre la riqueza observada y la máxima estimada fue de siete especies. A pesar de que no se logró obtener la máxima riqueza de especies, los resultados sugieren que la riqueza de especies es significativamente mayor en los P en comparación con el IMD y el IAD, y que no existieron diferencias en riqueza entre estos dos últimos hábitats (Figuras 25 y 26).

Para el índice de diversidad de Shannon se alcanzaron las asíntotas en las curvas de rarefacción para los tres niveles de degradación. Estos resultados sugieren que la diversidad de aves es mayor en el IMD en comparación con el P. Por otra parte, la diversidad estimada de aves para el IAD, es menor en comparación con el IMD y el P (Figura. 27).

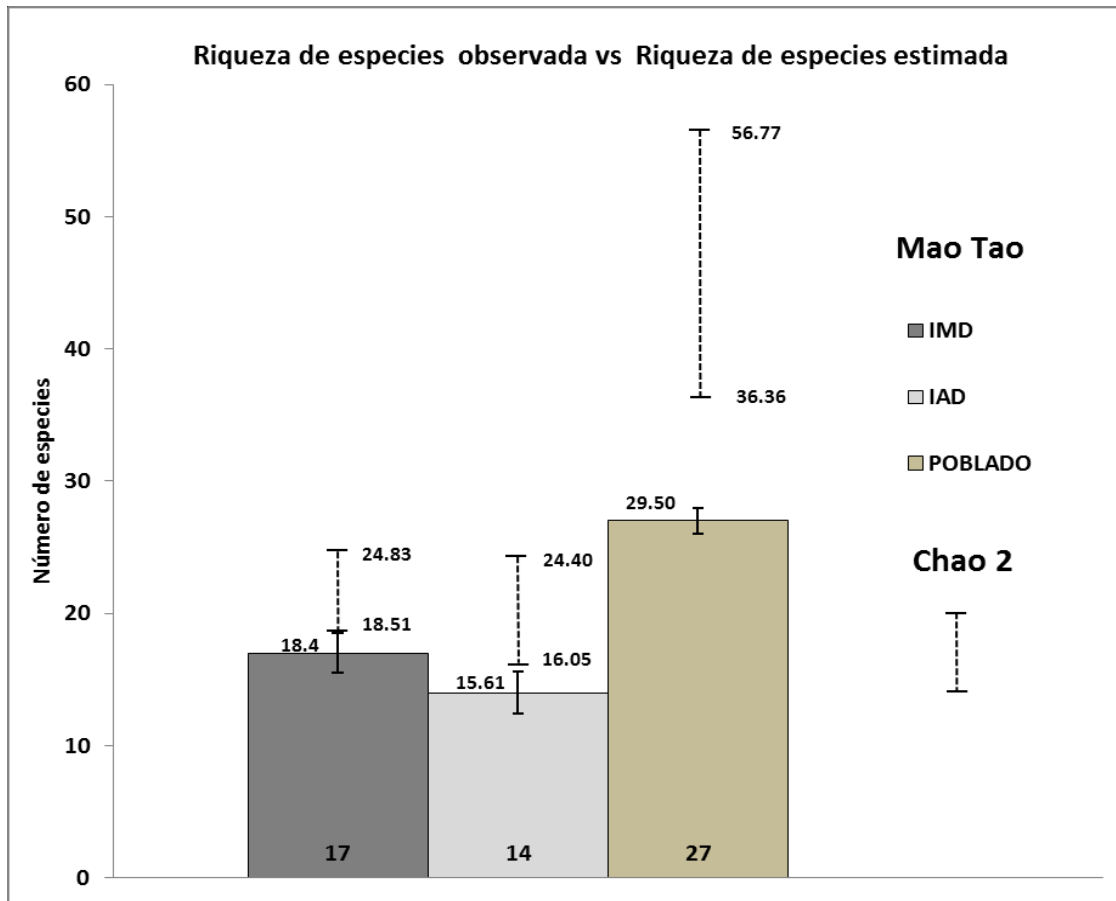
El índice de Simpson sugiere que el valor más alto de dominancia pertenece al P, seguido del IAD, y finalmente el valor más bajo correspondió al IMD, los

intervalos de confianza de los tres valores no se solaparon, sugiriendo que las diferencias entre los tres niveles del gradiente de degradación fueron significativas (Figura. 28).

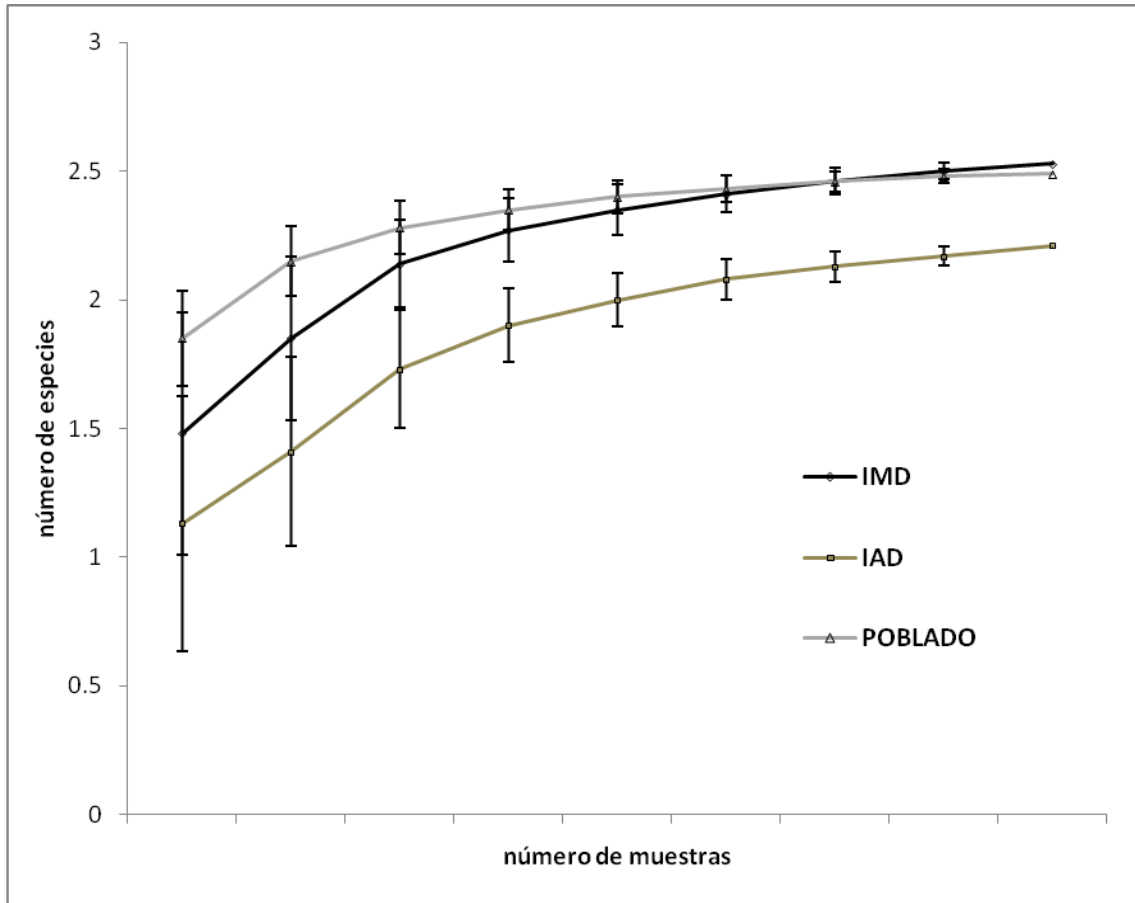
La estimación de la similitud entre los tres niveles de degradación indican que el IAD y el P comparten 23.997 especies, el IMD y el P comparten 16.044 especies y por último el IMD y el IAD comparten 13.219 especies (). Por otra parte, todos los índices calculados estimaron que los hábitats con mayor similitud en el ensamblaje de especies fueron el IMD y el IAD (Cuadro 5).



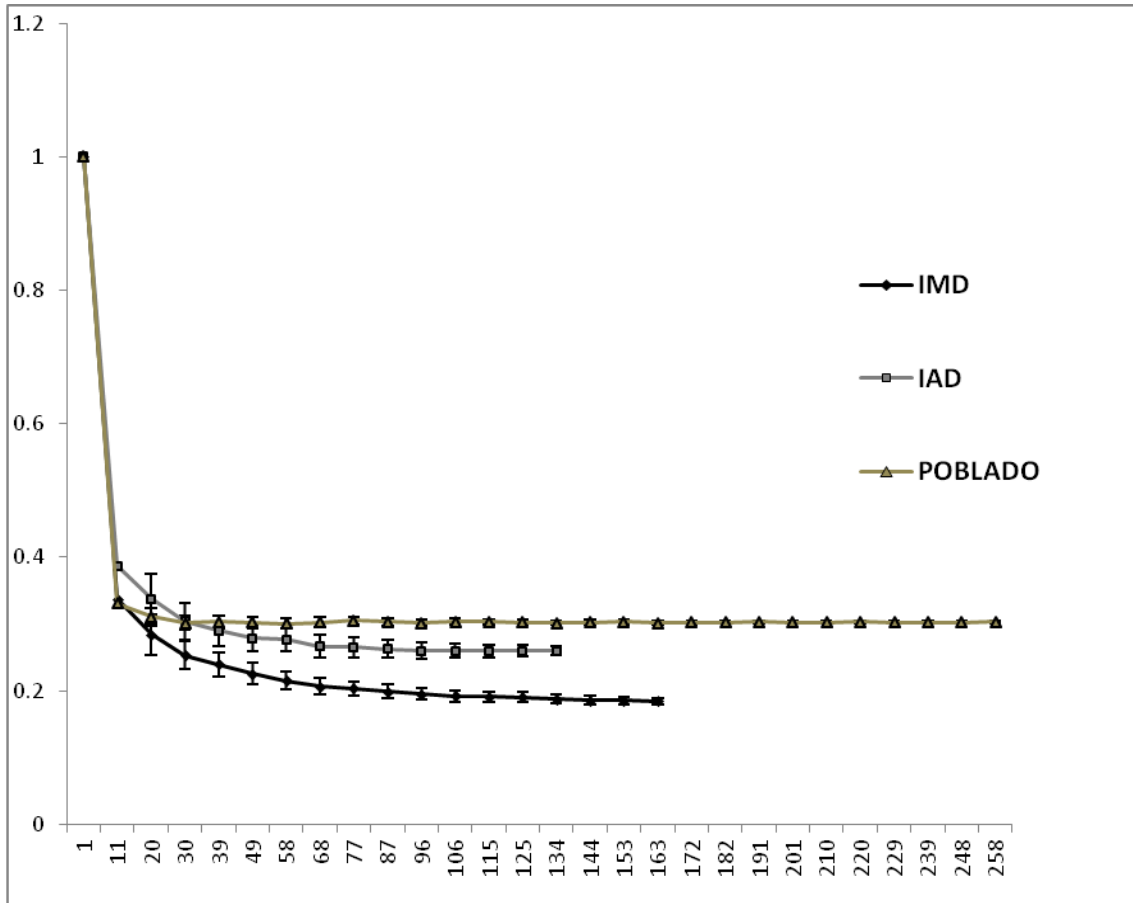
**Figura 25.** Curvas de rarefacción de riqueza de especies de aves para los tres niveles del gradiente. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Las barras representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media.



**Figura 26.** Comparación de la riqueza de especies observada (Mao Tao) y la riqueza de especies estimada (Chao 2). IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Las barras representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media.



**Figura 27.** Curvas de rarefacción del Índice de Shannon para los tres niveles del gradiente. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Las barras representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media.



**Figura 28.** Curvas de rarefacción del Índice de Simpson a través de un gradiente. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Las barras representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media.

**Tabla 5.** Resultados de los índices de Similitud. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado, P= Poblado.

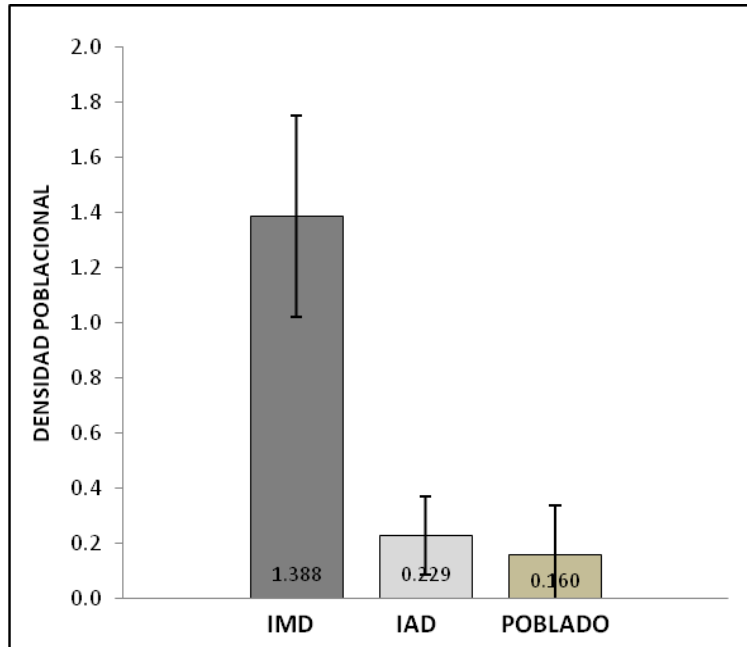
Comunidad A	Comunidad B	Estimación de especies compartidas	Jaccard basado en abundancia	Sorensen basado en abundancia
<b>IMD</b>	<b>IAD</b>	13.219	<b>0.962</b>	<b>0.981</b>
<b>IMD</b>	<b>P</b>	16.044	0.497	0.664
<b>IAD</b>	<b>P</b>	23.997	0.433	0.604

## 6.2 Densidades poblacionales

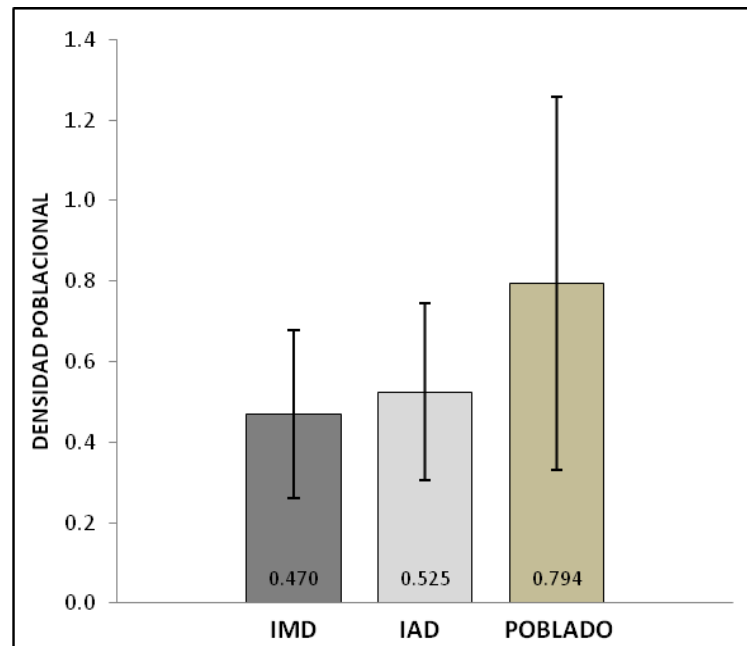
Quince especies de aves fueron registradas únicamente en el P, estas son: *Aphelocoma californica*, *Auriparus flaviceps*, *Cardinalis sinuatus*, *Charadrius vociferus*, *Eremophila alpestris*, *Sialia sialis*, *Molothrus aeneus*, *Quiscalus mexicanus*, *Columbina inca*, *Columba livia*, *Streptopelia decaocto*, *Passer domesticus*, *Regulus calendula*, *Salpinctes obsoletus* y *Turdus migratorius*. Tres especies fueron registradas exclusivamente en el IMD: *Accipiter cooperii*, *Parabuteo unicinctus* y *Carduelis psaltria*. Por último el IAD únicamente presentó una especie exclusiva: *Zenaida macroura*.

Se obtuvieron suficientes registros para analizar la densidad poblacional de las siguientes especies: *Polioptila caerulea*, *Amphispiza bilineata*, *Campylorhynchus brunneicapillus*, *Carpodacus mexicanus*, *Melospiza fusca* y *Toxostoma curvirostre*.

La densidad poblacional estimada para *Polioptila caerulea* fue significativamente mayor en el IMD en comparación con el IAD y en el P (Figura 29). Para *Amphispiza bilineata* se observó una tendencia a presentar densidades elevadas en el P en comparación con los otros dos hábitats aunque la diferencia no fue significativa (Figura 30) debido a que la dispersión fue elevada. La especie *Campylorhynchus brunneicapillus* en el P y el IAD presentó densidades poblacionales similares que tendieron a ser mayores a las de IAD aunque no existieron diferencias significativas (Figura 31) debido a la elevada dispersión de los datos. En el caso de *Carpodacus mexicanus*, se observó una alta densidad en el P, la cual fue mayor que en el IAD, pero no diferente a la densidad registrada en el IMD (Figura 32). La densidad de *Melospiza fusca* fue similar entre hábitats (Figura 33). Por último para la especie *Toxostoma curvirostre* la densidad poblacional fue mayor en el P, intermedia en el IMD, y menor en el IAD (Figura 34).

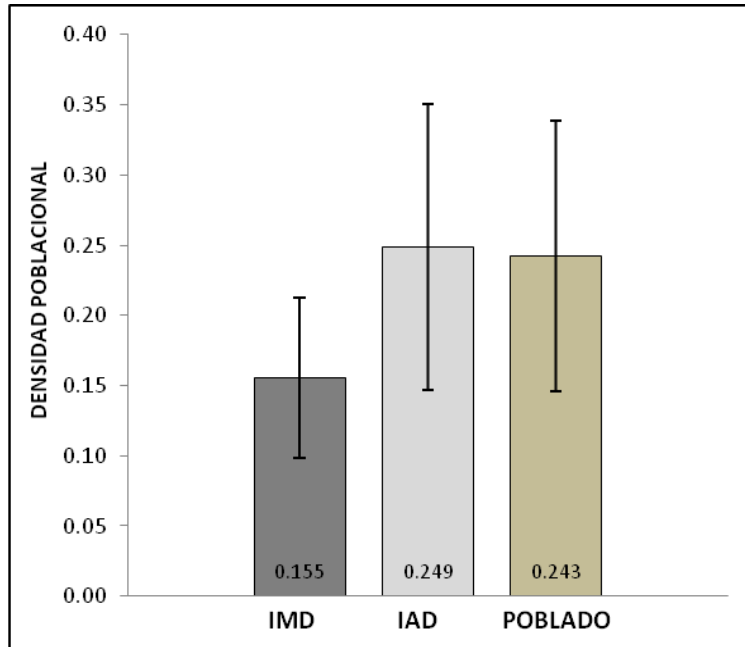


**Figura 29.** Densidad poblacional estimada para la especie *Polioptila caerulea* en los tres niveles. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente degradado. Las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media.

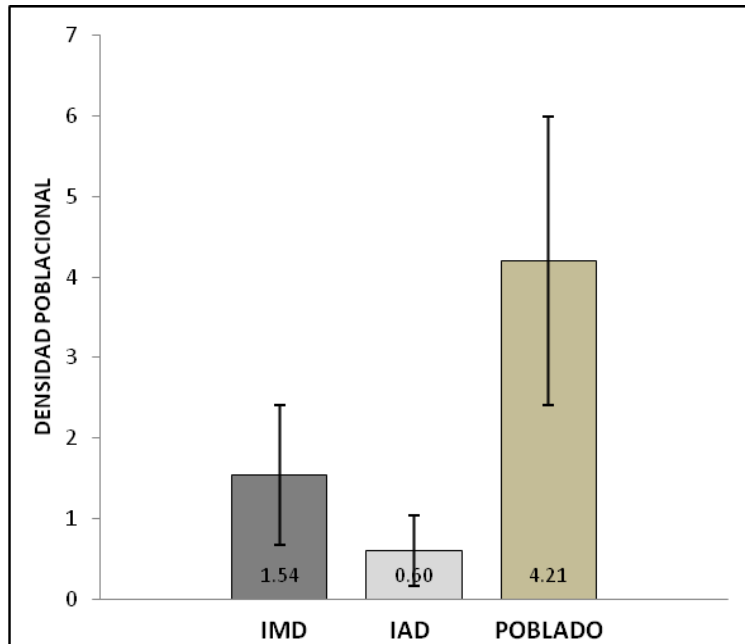


**Figuras 30.** Densidad poblacional estimada para la especie *Amphispiza bilineata* en los tres niveles. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente, y Poblado. Las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media.

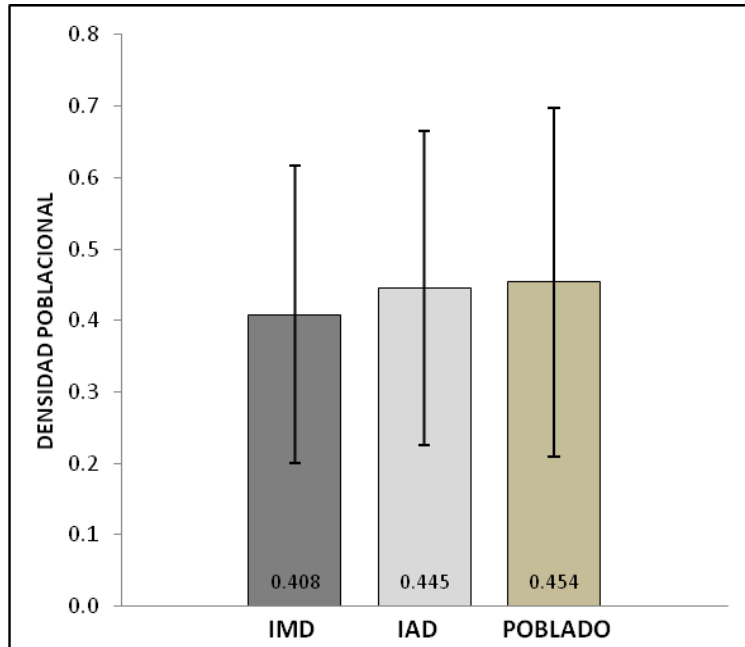




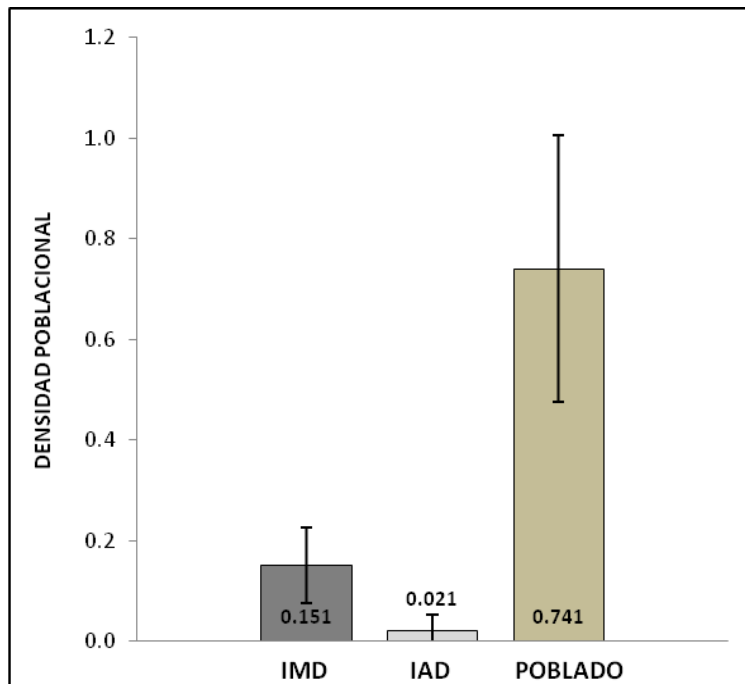
**Figuras 31.** Densidad poblacional estimada para la especie *Campylorhynchus brunneicapillus* en los tres niveles. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente, y Poblado. Las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media.



**Figura 32.** Densidad poblacional estimada para la especie *Carpodacus mexicanus* en los tres niveles. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente y Poblado. Las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media.



**Figura 33.** Densidad poblacional estimada para la especie *Melozone fusca* en los tres niveles. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente y Poblado. Las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media.



**Figura 34.** Densidad poblacional estimada para la especie *Toxostoma curvirostre* en los tres niveles. IMD= Izotal moderadamente degradado, IAD= Izotal altamente y Poblado. Las barras de error representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de la media.

## 7. Discusión

Durante el presente estudio se documentaron diversos efectos de la degradación de los izotales del altiplano potosino por extracción de yucas y pastoreo sobre algunas especies de aves, y sobre los parámetros de riqueza y diversidad de la comunidad avifaunística. Adicionalmente, se documentó que la transformación de estos ecosistemas a poblados modifica la estructura vegetal, y consecuentemente afecta positivamente a algunas especies, y negativamente a otras, además de incrementar los valores de los parámetros de la comunidad (riqueza de especies y diversidad). En el P el ensamble de aves tiene valores de similitud bajos con el IMD

Los cambios en los parámetros poblacionales y comunitarios que se registraron pueden ser el resultado de dos posibles procesos ecológicos relacionados con los patrones de degradación que prevalecen en la región (Capítulo 1). En primer lugar, cambios en la disponibilidad de recursos; la cobertura vegetal provee de sitios de descanso, ocultamiento, y recursos para la alimentación y anidación para la fauna (Bolen y Robinson 1995). Estudios anteriores han documentado que la estructura y composición vegetal influyen en la selección de hábitat (Gonzales 2003); para el caso de las aves asociadas a matorral, se pudo registrar que la densidad de algunas especies fue mayor en zonas con vegetación alta, mientras que otras fueron más abundantes en zonas donde predominan las arbustivas o la vegetación de estatura baja. Esta respuesta está relacionada con los requerimientos de nicho ecológico de cada especie (Schlossberg 2010). Por lo tanto, en el IAD, la pérdida de especies vegetales y el cambio en la estructura vegetal podrían disminuir la disponibilidad de alimento y de sitios para anidación, descanso y refugio para algunas especies. La segunda posible causa de los cambios que se observaron podría ser la modificación de la estructura de la comunidad de aves que a su vez provoca alteraciones en las relaciones intra e interespecíficas (ej. competencia, depredación, parasitismo, etc.), y consecuentemente en los patrones de ocupación de hábitat (MacKenzie *et al.* 2006) y de las densidades poblacionales (Buckland *et al.* 2001). Las especies que se asocian a bordes o a hábitats con degradación antropogénica (Canterbury *et al.*

2000) podrían beneficiarse de la degradación. En las zonas áridas y semiáridas de México se ha observado que la densidad de algunas especies como *Carpodacus mexicanus*, *Bucleo ibis*, *Hirundo rustica*, *Mimus polyglottos*, *Passer domesticus*, y *Zenaida asiatica*, aumenta en zonas agrícolas o sobrepastoreadas en relación con los hábitats con disturbio moderado (MacGregor-Fors y Schondube 2011). Algunas de estas especies, como *Passer domesticus*, son exóticas o generalistas, y podrían competir con especies nativas como *Carpodacus mexicanus*, *Sialia sialis*, *Carduelis psaltria*, y *Polioptila caerulea*, entre otras que son de talla y hábitos similares reduciéndose así la abundancia de las nativas (MacGregor-Fors et al. 2010). Este proceso a su vez, permite que incrementen los valores de dominancia de unas cuantas especies, y consecuentemente disminuya la diversidad (Kalinowski 1975, MacGregor-Fors et al. 2010). Otro posible ejemplo de cambios en las relaciones intraespecíficas en matorrales degradados es debido la presencia de especies del género *Molothrus*, que parasitan nidos de otras especies, reduciendo así de manera indirecta sus tamaños poblacionales, sobre todo en paisajes fragmentados o urbanizados (Donovan et al. 2000, Burhans y Thompson 2006).

El IMD es el hábitat más conservado y por lo tanto es representativo de la comunidad avifaunística nativa del hábitat natural en la región; aunque en este hábitat no se registró la máxima riqueza de especies, esta fue mayor que en el IAD, y se registró la máxima diversidad y la mínima dominancia. En este caso, es posible que los cambios en la estructura y composición vegetal (Capítulo 1) hayan influido a la comunidad avifaunística mediante los procesos anteriormente descritos. Tres especies, *Accipiter cooperii*, *Parabuteo unicinctus* y *Carduelis psaltria*, fueron exclusivas para este tipo de hábitat, y para una especie más, *Polioptila caerulea*, la densidad fue mayor en comparación con los otros dos hábitats. Estas especies requieren de recursos que están en mayor abundancia en el izotal; para las tres especies es indispensable el estrato arbóreo como sitio de anidación (Curtis et al. 2006, Watt y Willoughby 1999, Ellison 1992), y ya que el IMD posee alta densidad de yucas, las cuales se encuentran distribuidas homogéneamente en el paisaje, al contrario del P donde se concentraban en

pequeñas áreas (Capítulo 1), posiblemente este izotal (IMD) sea el sitio donde ocurre la mayor parte de la anidación para estas tres especies. Por lo tanto es importante realizar estudios en el futuro que documenten los patrones de anidación de estas especies en los ambientes semiáridos del centro de México. En otros izotales se ha observado que *A. striatus* y *P. caerulea* utilizan a las yucas para perchar (Salas 1999), sin embargo para *A. cooperii*, *P. uncinatus* y *C. psaltria* no existen suficientes reportes para estimar su densidad poblacional, lo que podría ser resultado de su baja densidad en la zona de estudio. Para el caso de *P. caerulea*, esta no ha sido suficientemente estudiada en zonas áridas y semiáridas, no obstante su baja densidad en hábitats degradados podría deberse a que esta especie requiere de un microhábitat con un estrato arbóreo y zonas poco alteradas por el humano, ya que es una especie sensible a las actividades antropogénicas cercanas a sus nidos (Ellison 1992, Kershner *et al.* 2001).

En el IAD, las alteraciones antropogénicas han provocado la disminución en la complejidad de la estructura vegetal y la diversidad de especies vegetales (Capítulo 1). Los patrones observados para los atributos de la comunidad de aves, responden a estas modificaciones en la vegetación; en este hábitat se obtuvieron los valores estimados más pequeños de riqueza y diversidad, y la máxima dominancia. La estructura vegetal ha sido identificada como un factor determinante de la riqueza de especies de aves en Norteamérica (Carnices y Díaz 2008). Además, la elevada dominancia de algunas especies vegetales también influye negativamente en la riqueza y distribución de las especies (Tews *et al.* 2004). Por ejemplo, para la comunidad de rapaces, la transformación y fragmentación del paisaje afecta su abundancia y diversidad (Carrete *et al.* 2009). Es posiblemente esta la razón por la cual no se registraron individuos del orden Falconiformes en este hábitat. Por otro lado, aunque solo se registró una especie exclusiva para el IAD (*Zenaida macroura*), esta especie presenta hábitos generalistas y tiene afinidad por zonas urbanas, rurales, y campos de cultivo, además posee una alta movilidad espacial (Otis *et al.* 2008). Entonces es posible que *Z. macroura* no utilice este hábitat exclusivamente, y que se trate de un individuo que estaba de paso. Por otro lado, el IAD y el IMD comparten un gran

número de especies (considerando que el IAD solo se capturaron 14) como lo indican los índices de similitud, sin embargo la alta dominancia observada en el ID) posiblemente se debe al incremento de la densidad poblacional de algunas especies asociadas a matorrales abiertos como *Campylorhynchus brunneicapillus* y *Amphispiza bilineata*, en comparación con aquellas que aunque están presentes en ambos hábitats su abundancia es menor en el IAD ya que no se logran cubrir sus requerimientos en este hábitat, tales como *Toxostoma curvirostre*, y *Polioptila caerulea*. En el caso de *Campylorhynchus brunneicapillus* y *Amphispiza bilineata*, ambas especies comparten algunas características de sus requerimientos del hábitat, ya que son especies insectívoras y en zonas áridas suelen anidar en plantas del estrato arbustivo o en opuntias (Proudfoot *et al.* 2000, Johnson *et al.* 2002, Pidgeon *et al.* 2003). En el caso del Pitacoche común, *Toxostoma curvirostre*, presentó sus densidades más bajas en este hábitat (IAD), posiblemente por ser una especie que aunque suele anidar en arbustos espinosos, también utiliza plantas del género *Yucca* (Tweit 1996), las cuales además le proporcionan sitios de descanso para perchar (Salas 1999). Sin embargo esta especie además de insectívora, es frugívora y nectarívora, lo cual puede explicar su alta densidad en el P, como más adelante se explica.

El P de la zona de estudio presenta una elevada heterogeneidad. En este hábitat se registró la mayor riqueza de especies de aves, sin embargo la diversidad no fue mayor que la observada en la el IMD y la dominancia fue mayor. Posiblemente este resultado es debido a los patrones de riqueza y abundancia de sus poblaciones. A pesar de la alta riqueza y de la presencia de quince especies exclusivas para este hábitat, las densidades poblacionales y/o abundancias de muchas especies, como *Aphelocoma californica*, *Auriparus flaviceps*, *Cardinalis sinuatus*, *Charadrius vociferus*, *Eremophila alpestris*, *Regulus calendula*, *Salpinctes obsoletus*, *Sialia sialis* y *Turdus migratorius* fueron muy bajas, mientras que para especies sinantrópicas como *Molothrus aeneus*, *Quiscalus mexicanus*, *Columbina inca*, *Columba livia*, *Streptopelia decaocto* y *Passer domesticus*, la densidad y/o abundancia fueron relativamente altas. A pesar de que estas especies poseen requerimientos de hábitat muy distintos entre ellas, es posible

que se registraran en el poblado debido a la alta heterogeneidad que existe en este hábitat, el cual tiene muchas similitudes con las zonas urbanas además de mantener aun gran parte de la composición nativa de especies vegetales (Capítulo 1), presentándose así una elevada abundancia de oportunidades para las especies de aves. Así pues, en los poblados o zonas suburbanas suelen existir elevados valores de disponibilidad de alimento y bajas tasas de depredación (Shochat *et al.* 2010a). Estos factores influyen en el aumento de la densidad de especies sinantrópicas que se han adaptado fisiológica y conductualmente a las zonas urbanas y suelen desplazar a las especies nativas (Hope *et al.* 2005, Shochat *et al.* 2010a, Shochat *et al.* 2010b). Además, en estas zonas suelen crearse nichos que son ocupados por otras especies, sobre todo granívoras de talla pequeña (Shochat *et al.* 2010b). En ese hábitat, por ejemplo, se registró la más elevada densidad poblacional para *Carpodacus mexicanus* y *Toxostoma curvirostre*. La primera de estas especies habita sitios abiertos y semiabiertos particularmente en zonas urbanas y suburbanas (Fernández *et al.* 2005), es granívora pero también se alimenta de frutos y brotes, no requiere de sitios específicos de anidación ya que puede anidar en una gran variedad de substratos, y por lo tanto se beneficia de las alteraciones del ecosistema por la acción humana que le proporciona alimento, agua, refugio, y reduce el número de depredadores (Hill 1993). En el caso de *T. curvirostre*, es una especie insectívora de zonas áridas pero que suele también alimentarse de néctar (sobre todo de *Agave salmearia*) y de los frutos de cactáceas que suplen sus requerimientos de nutrientes y agua durante las sequías (Tweit 1996). Esta característica probablemente explica la alta densidad poblacional registrada para esta especie en los poblados, ya que la temporada en la que se realizó el presente estudio fue particularmente seca y frecuentemente se observó a individuos de *T. curvirostre* alimentándose de los frutos de nopales, aunque se necesitaría realizar un estudio más detallado del uso de estas plantas por las aves. No obstante se ha reportado que esta especie presenta sus niveles más elevados de estrés ecológico en ambientes urbanos en zonas áridas (Fokidis 2008).

## 8. Conclusión

En este estudio se observó que la degradación por las actividades humanas y el cambio de uso de suelo en los izotales del altiplano potosino, tienen un severo impacto sobre algunas especies nativas de matorral de las zonas áridas y semiáridas incluyendo a *Polioptila caerulea*, *Accipiter cooperii*, y *Carduelis psaltria*, sin embargo los poblados crean nichos que son ocupadas principalmente por especies sinantrópicas y algunas otras que aprovechan la disponibilidad de recursos sobre todo alimenticios (*Carpodacus mexicanus* y *Toxostoma curvirostre*). En resumen, para las especies sensibles a las modificaciones de su hábitat por ser especialistas, los patrones de degradación ecosistémica que prevalecen en la región representan una amenaza a nivel local debido a la reducción de las densidades poblacionales, y de seguir siendo degradados los izotales, algunas especies podrían beneficiarse a expensas de otras que podrían extinguirse localmente. Es por ello que se recomienda la implementación de estrategias de manejo del izotal que aseguren la permanencia de especies vegetales nativas y la estructura vegetal de este ecosistema. En el caso de los poblados, el control de especies sinantrópicas podría asegurar la permanencia de los nichos de las especies nativas. De igual forma se recomienda seguir estudiando el comportamiento de la comunidad avifaunística a largo plazo, ya que el periodo en el cual se realizó el presente estudio coincidió con una sequía muy prolongada de 12 meses y probablemente este fenómeno atípico influyó en los resultados, sobre todo de la riqueza de especies, ya que posiblemente algunas especies se registraron en el poblado por la disponibilidad de alimento, el cual debido a la sequía pudo haber sido escaso en los hábitats nativos.



## 9. Bibliografía

- Álvarez, M., S. Córdoba, F. Escobar, G. Fagua, F. Gast, H. Mendoza, M. Ospina, A. M. Umaña, H. Villarrea. 2006. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Colombia. 235 pp.
- Bolen E. G. y Robinson W. L. 1995. Wildlife Ecology and Management. Prentice Hal Inc. 3 ed. USA. 620 pp.
- BOLFOR; Mostacedo, Bonifacio; Fredericksen, Todd S. 2000. Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal. Santa Cruz, Bolivia
- Buckland S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham, J.L. Laake. 2001. Introduction to distance sampling, estimating abundance of biological populations. Oxford University Press. 446 pp.
- Burhans D. E. y F. R. Thompson III. 2006. Songbird abundance and parasitism differ between urban and rural shublands. *Ecological Applications*. 16(1): 394-405.
- Canterbury G., Emartin T. E., Petit D. R., Petit L. J. Y Bradford D. F. 2000. Bird Communities and Habitat as Ecological Indicators of Forest Condition in Regional Monitoring. *Conservation Biology*, 14 (2), 544–558
- Carnicer J. y Díaz-Delgado R. 2008. Geographic differences between functional groups in patterns of bird species richness in North America. *Acta ecológica*. 1-12.
- Carrete, M., J. L. Tella, G. Blanco, M. Bertollotti. 2009. Effects of habitat degradation on the abundance, richness and diversity of raptors across Neotropical biomes. *Biological Conservation*. 142: 2002-2011.
- Chao, A. R. L. Chazdon, R. K. Colwell y T. J. Shen. 2004. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. 8: 148-159.
- Colwell K. R. 2009 Department of Ecology & Evolutionary Biology, University of Connecticut, Storrs, CT 06869-3043, USA (en línea) <<http://purl.oclc.org/estimates> or <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>
- Curtis, Odette E., R. N. Rosenfield and J. Bielefeldt. 2006. Cooper's Hawk (*Accipiter cooperii*), The Birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America Online: <http://bna.birds.cornell.edu/bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/075doi:10.2173/bna.75>

- Donovan T. M., F. R. Thompson III y J. R. Faaborg. 2000. Cowbird distribution at different scales of fragmentation: Trade-offs between and feeding opportunities. En: Ecology and management of cowbirds and their hosts. EUA, Texas.
- Ellison, Walter G. 1992. Blue-gray Gnatcatcher (*Poliophtila caerulea*), The Birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America Online: <http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/023doi:10.2173/bna.23>
- Escalante E. T. 2003. ¿Cuántas especies hay? Los estimadores no paramétricos de Chao. *Elementos: ciencia y cultura*. 52: 53-56.
- Fernández-Juricic, E., R. Poston, K. de Collibus, T. Morgan, B. Bastain, C. Martin, K. Jones y R. Treminio. 2005. Microhabitat Selection and Singing Behavior Patterns of Male House Finches (*Carpodacus mexicanus*) in *Urban Parks in a Heavily Urbanized Landscape in the Western U.S. Urban habitats*. 3(1):49-69.
- Fokidis, H. B., E. C. Greiner y P. Deviche. 2008. Interspecific variation in avian blood parasites and hematology associated with urbanization in a desert habitat. *Journal Avian Biology*. 39: 300-310.
- Golicher D. J. 2008. ¿Cómo cuantificar la diversidad de especies? <http://duncanjg.files.wordpress.com/2008/02/clasediversidad1.pdf> .Consultado el 24 de agosto de 2010.
- González, O. J. A. 2003. Aplicación de análisis multivariantes al estudio de las relaciones entre las aves y sus hábitats: un ejemplo con paseriformes montanos no forestales. *Ardeola*. 50(1): 47-58.
- Gotelli N.J., y Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology letters* 4: 379-391.
- Gotelli, N.J. y G.L. Entsminger. 2011. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Jericho, VT 05465. <http://garyentsminger.com/ecosim.htm>
- Hill, Geoffrey E. 1993. House Finch (*Carpodacus mexicanus*), The Birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America Online: <http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/046doi:10.2173/bna.46>

- Hope, D. C. Gries, P. Warren, M. Katti, G. Stuart, J. Oleson, J. Kaye. 2005. How Do Humans Restructure the Biodiversity of the Sonoran Desert? USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-36.
- Jepson-Innes K. y C. E. Bock. 1989. Response of grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) to livestock grazing in southeastern Arizona: differences between seasons and subfamilies. *Oecologia* 78:430-431.
- Johnson, M. J., C. Van Riper, Iii and K. M. Pearson. 2002. Black-throated Sparrow (*Amphispiza bilineata*), The Birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America Online:<http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/637> doi:10.2173/bna.637
- Kalinoski R. Intra- and Interspecific aggression in house finches and house sparrows. *Condor*. 77(4): 375-384.
- Kershner E. L., Bollinger E. K., Helton M. N. Nest-site selection and re-nesting in the Blue-gray gnatcatcher (*Polioptila caerulea*). *Am. Midl. Nat.* 146:404-413.
- Lukacs, M. P., M. L. Kissling, M. Reid, S. M. Gende y S. B. Lewis. 2010. Testing assumptions of distance sampling a pelagic seabird. *The Condor*. 112(3): 455-459pp.
- MacGregor-Fors, I., Morales-Pérez L., Quesada J., Schondube J. E. 2010 Relationship between the presence of House Sparrows (*Passer domesticus*) and Neotropical bird community structure and diversity. *Biol. Invasions*. 12:87-96.
- MacGregor-Fors, I. y J. E. Schondube. 2011. Use of Tropical Dry Forests and Agricultural Areas by Neotropical Bird Communities. *Biotropica*. 43(3): 365-370.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. A. Royle, K. H. Pollock, L. L. Bailey and J. E. Hines. 2006. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Elsevier, Boston.
- Magurran, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, Oxford.
- National Geographic Society. 1987. Field Guide to the Birds of North America. 2a. ed. Washington D.C. 464 pp.
- Neyra GL, Durand SL (1998) Biodiversidad. La Diversidad biológica de México: Estudio del País. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp 62–102
- Otis, David L., John H. Schulz, David Miller, R. E. Mirarchi and T. S. Baskett. 2008. Mourning Dove (*Zenaida macroura*), The Birds of North America Online (A.

- Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America Online: <http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/117doi:10.2173/bna.117>
- Peterson, R. T: y E. L. Chalif. 1989. Aves de México; guía de campo. Diana. México, D.F. 473 pp.
- Pidgeon A. M., V. C. Radeloff y N. E. Mathews. 2003. Landscape-scale patterns of black-throated sparrow (*Amphispiza bilineata*) abundance and nest success. *Ecological Applications*. 13(2): 530-542.
- Proudfoot, Glenn A., Dawn A. Sherry and Steve Johnson. 2000. Cactus Wren (*Campylorhynchus brunneicapillus*), The Birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America Online: <http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/558doi:10.2173/bna.558>
- Pyle P (1997). Identification Guide to North American Birds. Slate Creek, Bolinas, Calif.
- Quinteros, C. Z., I. E. Sánchez, S. H. Tovar. 2002. Relación entre la abundancia relativa y la densidad real en tres poblaciones de aves. *Ecología aplicada*. 1(001): 95-104 pp.
- Ralph, C. J., G. R. Geupel, P. Pyle, T. E. Martin, D. F. DeSante, B. Milá. 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.
- Salas, J. A. G. 1999. Uso de recursos, traslape de nicho y competencia de la avifauna asociada a *Yucca treculeana* en un matorral mediano subinermes en General Escobedo, N.L., México. PhD thesis, UANL
- Schlossberg S. King D. I., CHANDLER L. B., Mazzei B. A. 2010. Regional Synthesis of Habitat Relationships in Shrubland Birds. *Journal of Wildlife Management* 74(7):1513–1522.
- SEMARNAT. 2005. Informe de la situación del medio ambiente en México. [http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe\\_04/index.html](http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_04/index.html) Consultado el 1 septiembre de 2010.
- Shochat, E., S. Lerman y E. Fernández-Juricic. 2010. Birds in Urban Ecosystems: Population Dynamics, Community Structure, Biodiversity, and Conservation. *Urban Ecosystem Ecology*. doi:10.2134/agronmonogr55.c4: 75-86.

- Shochat, E., S. B. Lerman, J. M. Anderies, P. S. Warren, S. H. Faeth, y C. H. Nilon. 2010. Invasion, Competition, and Biodiversity Loss in Urban Ecosystems. *BioScience*. 60(3): 199-208.
- Sibley, D. A. 2000. The Sibley Guide to Birds. New York: Algreed A. Knopf, Inc.
- Sirami C., Seymour C., Midgley G y Barnard P. 2009. The impact of shrub encroachment on savanna bird diversity from local to regional scale. *Diversity and Distributions*, 15, 948–957.
- Somarriba, E. 1999. Diversidad de Shannon. *Revista Agroforestería en las Américas*. 1.6 (23). <http://web.catie.ac.cr/informacion/rafa/rev23/ntc23.htm>.
- Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielbörger, M. C. Wichmann, M. Schwager y F. Jeltsch. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*. 31: 79.92.
- Tweit, Robert C. 1996. Curve-billed Thrasher (*Toxostoma curvirostre*), The Birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America Online: <http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/235doi:10.2173/bna.235>
- Watt, Doris J. and Ernest J. Willoughby. 1999. Lesser Goldfinch (*Carduelis psaltria*), The Birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America Online: <http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/392doi:10.2173/bna.392>
- Whitford W. G. 1997. Desertification and animal biodiversity in the desert grasslands of North America. *Journal of Arid Environments*. 37: 709-720.

**ANEXO 1**  
**Lista de especies de aves**

<b>Nombre científico</b>	<b>Estatus migratorio</b>	<b>Presencia en los sitios</b>	<b>NOM-059</b>	<b>Origen</b>
<i>Accipiter cooperii</i>	Residente	IMD	SPE	Nativa
<i>Amphispiza bilineata</i>	Residente	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Aphelocoma californica</i>	Residente	P	SC	Nativa
<i>Auriparus flaviceps</i>	Residente	P	SC	Nativa
<i>Buteo jamaicensis</i>	Residente	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Callipepla squamata</i>	Residente	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Calothorax lucifer</i>	Residente	IAD	SC	Nativa
<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>	Residente	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Caracara cheriway</i>	Residente	IAD, P	SC	Nativa
<i>Cardinalis sinuatus</i>	Residente	P	SC	Nativa
<i>Carduelis psaltria</i>	Residente	IMD	SC	Nativa
<i>Carpodacus mexicanus</i>	Residente	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Cathartes aura</i>	Residente	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Charadrius vociferus</i>	Residente	P	SC	Nativa
<i>Chondestes grammacus</i>	Residente	P	SC	Nativa
<i>Colaptes auratus</i>	Residente	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Columba livia</i>	Residente	P	SC	Introducida
<i>Columbina inca</i>	Residente	P	SC	Nativa
<i>Corvus corax</i>	Residente	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Dendroica coronata</i>	Migratoria	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Empidonax traillii</i>	Migratoria	P	SC	Nativa
<i>Eremophila alpestris</i>	Residente	P	SC	Nativa
<i>Falco sparverius</i>	Residente	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Geococcyx californianus</i>	Residente	IAD, P	SC	Nativa
<i>Hirundo rustica</i>	Migratoria	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Icteria virens</i>	Migratoria	P	SC	Nativa
<i>Icterus parisorum</i>	Residente	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Icterus wagleri</i>	Residente	P	SC	Nativa
<i>Lanius ludovicianus</i>	Residente	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Melanerpes aurifrons</i>	Residente	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Melospiza lincolni</i>	Migratoria	IMD	SC	Nativa
<i>Melospiza melodia</i>	Migratoria	P	SC	Nativa
<i>Melospiza fusca</i>	Residente	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Mimus polyglottos</i>	Residente	IMD, IAD, P	SC	Nativa

<i>Molothrus aeneus</i>	Residente	P	SC	Nativa
<i>Myiarchus cinerascens</i>	Residente	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Parabuteo unicinctus</i>	Residente	IMD	SPE	Nativa
<i>Passer domesticus</i>	Residente	P	SC	Introducida
<i>Passerina caerulea</i>	Migratoria	IAD, P	SC	Nativa
<i>Petrochelidon fulva</i>	Migratoria	IAD, P	SC	Nativa
<i>Phainopepla nitens</i>	Residente	IAD, P	SC	Nativa
<i>Picoides scalaris</i>	Residente	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Piranga ludoviciana</i>	Migratoria	P	SC	Nativa
<i>Polioptila caerulea</i>	Residente	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Psaltriparus minimus</i>	Residente	IMD	SC	Nativa
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Residente	IMD, P	SC	Nativa
<i>Quiscalus mexicanus</i>	Residente	P	SC	Nativa
<i>Regulus calendula</i>	Migratoria	P	SC	Nativa
<i>Salpinctes obsoletus</i>	Residente	P	SC	Nativa
<i>Sayornis saya</i>	Residente	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Sialia mexicana</i>	Residente	IMD	SC	Nativa
<i>Sialia sialis</i>	Residente	P	SC	Nativa
<i>Sphyrapicus nuchalis</i>	Migratoria	P	SC	Nativa
<i>Spizella atrogularis</i>	Residente	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Spizella pallida</i>	Migratoria	IAD	SC	Nativa
<i>Spizella passerina</i>	Migratoria	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Streptopelia decaocto</i>	Residente	P	SC	Introducida
<i>Sturnella neglecta</i>	Migratoria	IMD, IAD	SC	Nativa
<i>Thryomanes bewickii</i>	Residente	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Toxostoma crissale</i>	Residente	P	SC	Nativa
<i>Toxostoma curvirostre</i>	Residente	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Turdus migratorius</i>	Migratoria	P	SC	Nativa
<i>Tyrannus verticalis</i>	Migratoria	IAD, P	SC	Nativa
<i>Tyrannus vociferans</i>	Residente	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Wilsonia pusilla</i>	Migratoria	P	SC	Nativa
<i>Zenaida asiatica</i>	Residente	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Zenaida macroura</i>	Residente	IAD	SC	Nativa

**ANEXO 2**  
**Lista de especies vegetales**

<b>Nombre científico</b>	<b>Presencia en los sitios</b>	<b>NOM-059</b>	<b>Origen</b>
<i>Acacia farnesiana</i>	P	SC	Nativa
<i>Acacia zigophila</i>	IMD, P	SC	Nativa
<i>Agave lechiguilla</i>	IMD	SC	Nativa
<i>Agave salmeana</i>	IMD, P	SC	Nativa
<i>Berberis trifoliolata</i>	IMD, P	SC	Nativa
<i>Hamatocactus sp.</i>	IAD	SC	Nativa
<i>Condalia sp.</i>	IMD	SC	Nativa
<i>Echinocactus platyacanthus</i>	IAD	SPE	Nativa
<i>Echinocereus stramineus</i>	IMD	SC	Nativa
<i>Echinocereus pectinatus</i>	IMD, IAD	SC	Nativa
<i>Ferocactus pilosus</i>	IMD	SPE	Nativa
<i>Flourencia cernua</i>	IMD, IAD	SC	Nativa
<i>Jatropha dioica</i>	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Koeberlinia spinosa</i>	IMD, P	SC	Nativa
<i>Larrea tridentata</i>	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Mamillaria sp.</i>	IMD	SC	Nativa
<i>Mimosa biuncifera</i>	IMD, P	SC	Nativa
<i>Opuntia estreptacanta</i>	IMD, P	SC	Nativa
<i>Opuntia imbricata</i>	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Opuntia leptocaulis</i>	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Opuntia leucotricha</i>	IAD, P	SC	Nativa
<i>Opuntia microdasis</i>	IAD	SC	Nativa
<i>Opuntia rastrera</i>	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Opuntia robusta</i>	IMD	SC	Nativa
<i>Opuntia sp.</i>	IMD, IAD	SC	Nativa
<i>Opuntia tunicata</i>	IMD, IAD, P	SC	Nativa
<i>Prosopis laevigata</i>	IMD, P	SC	Nativa
<i>Yucca filifera</i>	IMD, IAD, P	SC	Nativa