



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

POSGRADO EN CIENCIAS APLICADAS

**Efecto del cambio de uso de suelo en la avifauna en un hábitat de
pastizal en los Llanos de Ojuelos, Jalisco, México**

Tesis que presenta

César Posadas Leal

Para obtener el grado de

Doctor en Ciencias Aplicadas

En la opción de

Ciencias Ambientales

Codirectores de la Tesis:

Dr. Leonardo Chapa Vargas

Dra. Elisabeth Huber-Sannwald

Dr. José Tulio Arredondo Moreno

San Luis Potosí, S.L.P., Septiembre de 2009



IPICYT

La tesis "Efecto del cambio de uso de suelo en la avifauna en un hábitat de pastizal en los Llanos de Ojuelos, Jalisco, México" presentada para obtener el Grado de Doctor(a) en Ciencias Aplicadas en la opción de Ciencias Ambientales fue elaborada por César Posadas Leal y aprobada el 07 de septiembre de 2009 por los suscritos, designados por el Colegio de Profesores de la División de Biología Molecular del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

Dr. Leonardo Chapa Vargas
Codirector de la tesis

Dra. Elisabeth Huber-Sannwald
Codirector de la tesis

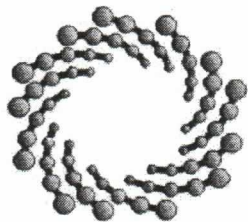
Dr. José Tulio Arredondo Moreno
Codirector de la tesis

Dr. César Octavio Rosas Rosas
Asesor



Esta tesis fue elaborada en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental y Manejo de Recursos Naturales de la División de Ingeniería Ambiental y Manejo de Recursos Naturales Renovables del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., bajo la codirección de los Doctores Leonardo Chapa Vargas, Elisabeth Huber-Sannwald y José Tulio Arredondo Moreno.

Durante la realización del trabajo el autor recibió una beca académica del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (No. de registro 87992) y del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A. C.



IPICYT

Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

Acta de Examen de Grado

El Secretario Académico del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., certifica que en el Acta 008 del Libro Primero de Actas de Exámenes de Grado del Programa de Doctorado en Ciencias Aplicadas en la opción de Ciencias Ambientales está asentado lo siguiente:

En la ciudad de San Luis Potosí a los 21 días del mes de septiembre del año 2009, se reunió a las 11:00 horas en las instalaciones del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., el Jurado integrado por:

Dr. Octavio César Rosas Rosas	Presidente	Colegio de Postgraduados
Dr. Joel David Flores Rivas	Secretario	IPICYT
Dra. Elisabeth Huber- Sannwald	Sinodal	IPICYT
Dr. José Tulio Arredondo Moreno	Sinodal	IPICYT
Dr. Leonardo Chapa Vargas	Sinodal	IPICYT

a fin de efectuar el examen, que para obtener el Grado de:

**DOCTOR EN CIENCIAS APLICADAS
EN LA OPCIÓN DE CIENCIAS AMBIENTALES**

sustentó el C.

César Posadas Leal

sobre la Tesis intitulada:

Efecto del cambio de uso de suelo en la avifauna en un hábitat de pastizal en los llanos de Ojuelos Jalisco

que se desarrolló bajo la dirección de

Dra. Elisabeth Huber- Sannwald
Dr. José Tulio Arredondo Moreno
Dr. Leonardo Chapa Vargas

El Jurado, después de deliberar, determinó

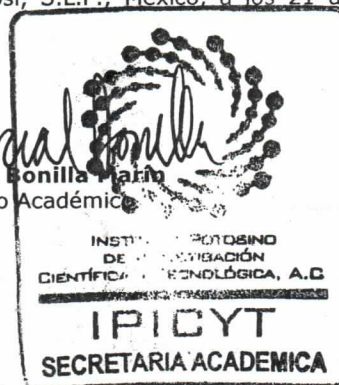
APROBARLO

Dándose por terminado el acto a las 14:56 horas, procediendo a la firma del Acta los integrantes del Jurado. Dando fe el Secretario Académico del Instituto.

A petición del interesado y para los fines que al mismo convengan, se extiende el presente documento en la ciudad de San Luis Potosí, S.L.P., México, a los 21 días del mes de septiembre de 2009.

Mtra. Ivonne Lizette Cuevas Vélez
Jefa del Departamento de Asuntos Escolares

Dr. Marcial Bonilla Marín
Secretario Académico



Dedico esta tesis al gran amor de mi vida, mi esposa Rosa Elena Santos Díaz, por su paciencia, comprensión y cariño durante esta parte de mi vida.

También dedico esta tesis a mis otros dos grandes amores: Mela y Gus por su amor durante este tiempo.

A ti.

Agradecimientos

Agradezco al Programa de Mejoramiento del Profesorado (PROMEP) por el otorgamiento de la beca de manutención durante mis estudios.

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el otorgamiento de la beca durante mis estudios.

Agradezco al Dr. Leonardo Chapa, a la Dra. Elisabeth Huber-Sannwald y al Dr. Tulio Arredondo por su ayuda, paciencia, guía y darme la oportunidad de realizar este trabajo de investigación.

Agradezco al Dr. Joel Flores Rivas por sus consejos durante mi estancia en el IPICYT.

Agradezco a mis compañeros y amigos Gustavo, Miguel Ángel, Marlín, Marisol, Leonardo Hernández, Lalo, Jorge, Claudia, Argelia, Angélica, Memo, José Luís, que de una u otra forma estuvieron apoyándome y ayudándome.

Agradezco a la Universidad Autónoma de San Luis Potosí por haberme dado la oportunidad de hacer mis estudios de doctorado.

Agradezco al IPICYT por haberme albergado en sus aulas, laboratorios e instalaciones durante el todo este tiempo.

Mi mayor gratitud a mis padres, Oscar y Angelita por su ayuda durante muchos años. A mis hermanas, Tere, Pita y Claudia y a mi hermano Oscar; y a mi familia política.

Agradezco al Dr. Octavio César Rosas Rosas por sus consejos y contribuciones al mismo.

Agradezco a los L. B. Gerson Vázquez Hernández y Ofelia Rico Soto, por todo su apoyo y ayuda durante el presente trabajo.

Índice

Hoja de aprobación de la tesis	ii
Créditos institucionales	iii
Acta de examen	iv
Dedicatorias	v
Agradecimientos	vi
Índice de tablas Anexo A	ix
Índice de figuras Anexo B	x
Resumen	xiii
Abstract	xv
Introducción General	1
Capítulo 1	4
La biodiversidad de aves en diferentes tipos de uso de suelo en Los Llanos de Ojuelos, Jalisco, México	
1.1 Introducción	4
1.2 Materiales y Métodos	8
1.2.1 Área de estudio	8
1.2.2 Método de muestreo de aves	9
1.2.3 Determinación de la diversidad de especies	9
1.2.4 Presencia/ausencia de especies individuales en los tipos de hábitat	13
1.3 Resultados	14
1.3.1 Curvas de detección de especies	14
1.3.2 Diversidad alfa, beta y gama por sitio y por tipo de hábitat	14
1.3.3 Uso de hábitat por las especies individuales	16
1.4 Discusión	17
1.5 Conclusiones	20
Capítulo 2	21
Estimated grassland bird species richness and bird density comparing two methods	
2.1 Introduction	21
2.2 Methods	23
2.2.1 Study area	23
2.2.2 Bird counts	24
2.2.3 Estimating bird density and species richness	25
2.2.4 Statistical analysis	26
2.3 Results	28
2.3.1 Species richness	28
2.3.2 Species accumulation	29
2.3.3 Detection functions	29

2.3.4 Bird densities	30
2.4 Discussion	31
2.5 Management implications	35
Capitulo 3	36
Effects of land cover/habitat on bird nest abundance and survival in semiarid grassland of central Mexico	
3.1 Introduction	36
3.2 Methods	38
3.2.1 Study area	38
3.2.2 Field work	38
3.2.3 Statistical analysis	39
3.3 Results	42
3.4 Discussion	44
Conclusiones Generales	47
Referencias	49
Anexo A (Appendix A)	71
Anexo B (Appendix B)	95

Índice de tablas Anexo A

Tabla 1.1	Lista de especies observadas en la región de Los Llanos de Ojuelos, Jalisco, México durante los años 2004 y 2005.	73
Tabla 1.2	Diversidad alfa, beta y gama de especies de aves registradas en la región de los Llanos de Ojuelos, Jalisco, durante el año 2004.	79
Tabla 1.3	Diversidad alfa, beta y gama de las especies de aves registradas en la región de los Llanos de Ojuelos, Jalisco, durante el año 2005.	83
Table 2.1	Bird species observed (X) with the line transect (LT) and point count (PC) methods in three different land use types.	87
Table 2.2	Bird densities (#/ha /standard error) estimated for Savannah Sparrow, Loggerhead shrike, Western Meadowlark, all remaining species using the line transect (LT) and point count (PC) method in three land use types at two seasons.	89
Table 3.1	Table 3.1. Number of nests found and nesting characteristics observed for four bird species at Llanos de Ojuelos, Jal., Mexico. Habitat types in which nests were found include shortgrass steppe (G), savannah-type grassland (S), and agricultural lands (A). Nesting substrates include grass (g), forbs (f), shrubs (s), cacti (c), and trees (t). Nesting substrate for ground nests indicate the plant species to which nest was associated. Values are mean \pm Standard error (range).	90
Table 3.2	Table 3.2. Fledglings per nest and per successful nest in three habitat types for four bird species at Llanos de Ojuelos, Jal., Mexico. Habitat types as in Table 1. Numbers indicate mean \pm one standard error.	91
Table 3.3	Table 3.3. Model selection results of several a priori models explaining nest success of savannah sparrow (SAVS), loggerhead shrike (LOSH), white-winged dove (WWDO), and western meadowlark (WEME) at different sites in the grassland region of the Llanos de Ojuelos, Jal., Mexico, during the nesting periods of 2004 and 2005. Models include the best-supported model (lowest AICc value), candidate models within two Δ AIC units from the best model, and a constant survival model. Number of parameters (k) and AICc weights (wi) for each model are provided. n = effective sample size, number of nests. HT = habitat type, TE=temporal effects.	92

Índice de figuras Anexo B

- | | |
|---|-----|
| <p>Figura 1.1 Ubicación del área de estudio en la subprovincia conocida como “Los Llanos de Ojuelos”, Jalisco, México. Nueve sitios de estudio incluyen tres de pastizal mediano abierto (CM = “Rancho Ciénega de Mata”, RM = “Rancho La Mesa”, y RV = “Rancho Viborillas”), tres en suelos agrícolas (SD = “Santo Domingo”, GA = “Gachupines” y EV = “Ejido Vaquerías”) y tres en pastizal arbosufrutescente (EC = “Ejido Loma de Los Cuervos”, RD = “Rancho Santo Domingo” y GV = “Ejido Guadalupe Victoria”).
Location of study area in the sub-province known as “Llanos de Ojuelos”, Jalisco, Mexico. Nine study sites included three shortgrass steppe sites (CM = “Rancho Ciénega de Mata”, RM = “Rancho La Mesa”, and RV = “Rancho Viborillas”), three agricultural sites (SD = “Santo Domingo”, GA = “Gachupines”, and EV = “Ejido Vaquerías), and three Savannah-type grassland sites (EC = “Ejido Loma de los Cuervos”, RD = “Rancho Santo Domingo”, and GV = “Ejido Guadalupe Victoria”).</p> | 96 |
| <p>Figura 1.2 Curvas de acumulación de especies para los sitios agrícolas en los años 2004 (a) y 2005 (b).</p> | 97 |
| <p>Figura 1.3 Curvas de acumulación de especies para los sitios de pastizal mediano abierto en los años 2004 (a) y 2005 (b).</p> | 98 |
| <p>Figura 1.4 Curvas de acumulación de especies para los sitios de pastizal arbosufrutescente en los años 2004 (a) y 2005 (b).</p> | 99 |
| <p>Figure 2.1 Number of unique species per hectare in each distance class observed at four distance classes and total species richness (0-100m), in three land use types using the line transect (LT) and point count (PC) methods. Note: Bars with same small letters indicate significant differences ($P < 0.05$) between distance classes within a given land use type and count method; bars with the same number indicate significant differences ($P < 0.05$) between land use types within a given distance class and count method type.</p> | 100 |
| <p>Figure 2.2 Estimated species richness at four distance classes for three different land use types using the line transect (LT) and point count (PC) methods. Note: Bars with same small letters indicate significant differences ($P < 0.05$) between distance classes within a given land use type and count method; bars with the same capital letters indicate significant differences ($P < 0.05$) between count methods within a given distance class and land use type; bars with the same number indicate significant differences ($P < 0.05$) between land use types within a given distance class and count method type.</p> | 101 |

- Figure 2.3 Species accumulation curves for grassland species in the Llanos de Ojuelos, Jalisco, Mexico based on bird species observations made along 12 transects in three land use types (agriculture, grassland, savannah) at two seasons (winter 2004/2005 and spring 2005) applying two count methods (line-transect = LT, point count = PC). Number above curves indicate the effort (number of transects) required to reach the curve's asymptote corresponding to total species detected with a given count method. 102
- Figure 2.4 Detection functions for *Passerculus sandwichensis* (Savannah Sparrow), *Lanius ludovicianus* (Loggerhead Shrike), *Sturnella neglecta* (Western Meadowlark) and all species combined (except raptors, crows and doves) by using two methods (line transect = LT, point count = PC) in three land use types (agriculture, savannah, and grassland) at two seasons (winter 2004/2005 and spring 2005). 103
- Figure 3.1 Figure 3.1. Estimated nest daily survival rates of white-winged doves at the Llanos de Ojuelos, Jalisco, Mexico during the 2004 and 2005 breeding seasons as a function of a) habitat type, lower confidence limits (not shown) were 0.23 for agricultural lands, 0.38 for shortgrass steppe, and 0.52 for savannah-type grassland), and b) date, 1=first day of breeding season, lower confidence limit (not shown) ranged from 0.76 on day nine to 0.20 on day 75. Daily survival rates were estimated from model-averaged coefficients from the best-supported logistic exposure models. Error bars and dotted lines indicate upper 95 % confidence limits. 106

Resumen

Efecto del cambio de uso de suelo en la avifauna en un hábitat de pastizal en los Llanos de Ojuelos, Jalisco, México

Resumen. Los pastizales cubren el 10% del territorio de México. En las últimas décadas, estos hábitats tienen importantes cambios estructurales y funcionales causados por el sobrepastoreo de ganado doméstico y la conversión a la agricultura. Con el fin de desarrollar planes de conservación para las especies de aves y sus poblaciones, es necesario desarrollar metodologías para evaluar con exactitud la situación de estas poblaciones. Los objetivos del estudio fueron investigar cómo el cambio de uso del suelo de pastizal comparando; bajo nivel de pastoreo, sobrepastoreo, y conversión a tierras agrícolas, influye a las aves en dos niveles de organización: a) nivel de comunidad, b) nivel de población, y c) nivel poblacional pero referido al éxito reproductivo. Para esto se utilizaron dos métodos de conteo de aves, en tres hábitats contrastantes de pastizales en los Llanos de Ojuelos, Jalisco, México. Se compararon los métodos de transecto en línea (TL) y conteo puntual (CP) en el pastizal mediano abierto, pastizales tipo sabana y en tierras agrícolas. El conteo de aves se llevó a cabo durante dos años seguidos. A nivel de comunidad el hábitat agrícola varió con respecto a los otros dos hábitats para la diversidad alfa, sin embargo para la diversidad beta y gama entre los diferentes hábitats no varió significativamente. Las estimaciones de las densidades resultaron más altas utilizando el método CP. Sin embargo, la función de detección sugiere que algunas especies se detectan mejor con el método de TL particularmente a grandes distancias. Además, el mayor número de especies se detectó mediante el método de CP. Los efectos temporales, uso de hábitat y éxito reproductivo explicaron algo de la variación en la supervivencia de nidos y productividad. Nuestros resultados implican que ambos métodos deben ser utilizados cuando el objetivo es estimar la densidad individual de múltiples especies, y la riqueza de especies. Se discuten posibles advertencias de ambos métodos con respecto a la sobreestimación y la subestimación de la densidad de población.

Palabras clave: conteo de aves, función de detección, aves de pastizal, cambio de uso de suelo, curvas de acumulación de especies, supervivencia de nidos, diversidad.

Abstract

Efecto de la fragmentación en la avifauna en un hábitat de pastizal en los Llanos de Ojuelos, Jalisco, México

Effects of land use change on avifauna from a grassland habitat at the Llanos de Ojuelos, Jalisco, Mexico

Abstract. Natural grasslands cover 10% of Mexico territory. In recent decades, these habitats have undergone significant structural and functional changes caused by overgrazing of livestock and the conversion to agriculture. In order to develop conservation plans for bird species and their populations, it is necessary to develop methodologies to accurately assess the situation of these populations. The objectives of this study were to investigate land use change in grasslands by comparing; moderate grazing, overgrassed savanna and grassland transformed to cropland. We examined effects on birds examining three different scales: a) community level, b) population level, and c) also at the population, but referred to the reproductive success. We used two methods for bird monitoring in three contrasting grassland habitats in the plains of Ojuelos, Jalisco, Mexico. We compared the methods of transect line (TL) and point count (PC). The bird count was carried out over two years. For alpha diversity, the agricultural habitat differed with respect to the other two habitats. However, beta and gamma diversity among different habitats did not differ significantly. Estimates of highest densities resulted when using the PC method. However, the detection function suggests that for some species at large distances it is better to use the TL method. Moreover, the greatest number of species was detected when using the PC method. Temporary effects, habitat use, and nest concealment explained some variation in bird nest survival and productivity. Our results imply that both methods should be used when the objective is to estimate the density of many individual species and species richness. We discuss advantages and disadvantages of both methods with regard to the overestimation and underestimation of population density.

KEY WORDS: count birds, detection function, grassland birds, change of land use, species accumulation curves, nest survival, diversity.

Introducción General

Los pastizales semiáridos de México son comunidades vegetales dominadas por especies de gramíneas pero con la presencia de diferentes herbáceas, suculentas y algunos arbustivos. Estas comunidades proporcionan importantes servicios ambientales, como la regulación de los ciclos biogeoquímicos e hidrológicos, captura de carbono, el clima regional, la biodiversidad faunística y florística, y también importantes bienes como forraje para la producción de ganado, material para la construcción, etc.

La estructura y funcionamiento de los pastizales han sido transformados en las últimas décadas por la expansión enorme de la ganadería y por cambios en los patrones espaciotemporales de la precipitación, tal que el sobrepastoreo y prolongadas épocas de sequías han disminuido la cobertura de gramíneas y han promovido la invasión de especies arbustivas (Peterjohn y Sauer, 1999). También el crecimiento exponencial de la población rural en las últimas cinco décadas ha provocado la conversión de grandes áreas de los pastizales semiáridos en tierras agrícolas de maíz, frijol y nopal (Matson et al., 1997; Wunder y Knopf, 2003). Las tierras de sobrepastoreo difieren estructuralmente de los pastizales naturales ya que contienen una mayor densidad de especies arbustivas y tienen menor cobertura y densidad de gramíneas (Coppock et al., 1983; Briggs et al. 2005). Las tierras agrícolas contienen una alta densidad de herbáceas ruderales asociados a los cultivos anuales durante la época de lluvias, mientras que después de la cosecha consisten principalmente de terrenos que exhiben suelo desnudo o cubierto por especies herbáceas anuales (Bollinger y Gavin, 1992; Murphy, 2003; Peterjohn, 2003; Kleijn et al., 2004). La sobreexplotación de los pastizales naturales y la conversión a tierras agrícolas son los procesos antropogénicos que más afectan a la extensión y el funcionamiento de los pastizales en México (Askins et al., 2007). Como bioma antropogénico con alta importancia socioeconómica, los pastizales tienen los índices de protección más bajos de todos los biomas en México igual que a nivel global y simultáneamente están clasificados entre los ecosistemas más amenazados del

planeta (Askins et al., 2007). En el caso específico de Norte América, los pastizales y estepas con gramíneas altos, mixtos y bajos, están entre los sistemas más severamente alterados y restringidos en el continente (Basurto y Hadley, 2006). En México, los pastizales semiáridos del desierto Chihuahuense, que forma la extensión sur de los pastizales desérticos (según nomenclatura de los Estados Unidos) están insuficientemente representados en el sistema de áreas naturales protegidas ya que menos del 2 % de la distribución de éstos pastizales se encuentra bajo algún esquema de protección (Askins et al., 2007). Sin embargo, de entre todos los tipos de pastizal de Norte América, estos son los que menos han sido examinados, por lo tanto es necesario realizar estudios que proporcionen lineamientos para las estrategias de conservación, restauración y manejo de pastizales en tierras privadas y ejidales.

Los cambios en la estructura vegetal influyen no solamente en el funcionamiento de la vegetación (producción primaria, secuestro de carbono, etc), sino también en las poblaciones y comunidades de fauna que en esos sitios habitan, ya que la sobrevivencia de la fauna depende también de la estructura vegetal y su papel en la alimentación, reproducción, refugio, etc. (Robinson y Bolen, 1989). Los cambios en la cobertura vegetal pueden afectar a la fauna de diversas maneras que incluyen: 1) cambios en la estructura de las comunidades tales como el número y composición de especies, dominancia relativa de las especies, y por ende en la diversidad (Zimmerman, 1992; McCarthy et al., 1997; Gauthier y Wiken, 2002; Brockway y Lewis, 2003); 2) presencia y ausencia de especies y densidades de sus poblaciones (Winter y Faaborg, 1999), y 3) aspectos demográficos de las poblaciones como la estructura de las poblaciones, tasas de natalidad, éxito reproductivo, mortalidad, inmigración y emigración (Pulliam et al., 1992; Best et al., 1997; Cade y Woods, 1997; Winter y Faaborg, 1999; Carrie et al., 2002, Davis, 2004, Davis, 2005).

Durante las últimas décadas, las aves de pastizal de Norte América han sido identificadas como el grupo de aves que muestran la mayor reducción en sus poblaciones y por ende las más amenazadas (USDA 2006). Las poblaciones pueden

responder a cambios debidos a la deforestación, fragmentación, sobrepastoreo, etc., mediante cambios en la presencia y ausencia de especies, densidad de las poblaciones, y factores demográficos como el éxito reproductivo de las mismas (Winter y Faaborg de 1999). Los cambios en la estructura de los pastizales, a su vez pueden influir en la estructura de las comunidades de las aves (composición y abundancia relativa de las especies, Saab et al., 1995; Peterjohn y Saber, 1999; Grant et al., 2004). Por lo tanto es importante investigar las respuestas de la avifauna a las transformaciones en el hábitat a diferentes niveles de organización.

El objetivo general del presente trabajo fue investigar como el cambio de uso del suelo de pastizal expresado como nivel de pastoreo moderado, pastizal sobrepastoreado y pastizal convertido a tierras agrícolas, influye a las poblaciones de aves a tres escalas: a) a nivel de comunidad, ya que con los cambios en la estructura vegetal el número de especies, la composición de especies, la dominancia y por ende los valores de diversidad puede cambiar, b) a nivel de densidad, ya que a este nivel las densidades pueden variar entre sitios debido a la alteración de la estructura y composición vegetal puede perjudicar a algunas especies que disminuyen sus densidades, y beneficiar a otras cuyas densidades podrían incrementarse y finalmente c) a nivel de reproducción de poblaciones, ya que el éxito reproductivo puede variar como respuesta a las actividades antropogénicas debido a los cambios en la estructura vegetal que pueden influir en la presencia o ausencia de nidos de algunas especies, la densidad de nidos, la sobrevivencia de los mismos, y finalmente el éxito reproductivo, es decir el número de volantones que se producen por intento de anidación y por nido exitoso.

Se desarrollaron tres estudios que abordaron cada uno de estos objetivos:

La biodiversidad de aves en diferentes tipos de uso de suelo en Los Llanos de Ojuelos, Jalisco, México

1.1 Introducción

Al igual que en muchas otras partes del mundo, en México existe una alta presión sobre la integridad de los ecosistemas y su biodiversidad (MEA 2005). En la actualidad existe gran preocupación sobre la pérdida de la diversidad y su efecto potencial en el funcionamiento de los ecosistemas, sin embargo, los efectos de la pérdida de las especies que ahí se desarrollan aun no son claros. Parte de la problemática se deriva de la amplitud del concepto de biodiversidad, el cual incluye diversas escalas bióticas; que van desde la variación genética de las especies hasta la distribución y número de biomas en el planeta (Wilson 1992, Gaston 1996, Purvis and Hector 2000, Money 2002). La diversidad biológica se puede definir en términos del número de entidades (genotipos, subespecies, especies, comunidades, ecosistemas, biomas) que en el caso de las especies de aves de pastizal se refiere a la riqueza, equitatividad de su distribución, las diferencias en sus rasgos funcionales y sus interacciones son atributos propios de cada especie. Los diferentes componentes de la biodiversidad (ej. riqueza, abundancia relativa, composición, presencia/ausencia de especies clave) pueden tener efectos distintos sobre las propiedades y en particular en el funcionamiento del ecosistema (Hooper et al. 2005), tal que una reducción en especies podría afectar la dinámica de poblaciones de diferentes especies en la cadena trófica.

El cambio de uso de suelo puede provocar una fragmentación del hábitat la cual es una de las principales causas de la pérdida de especies (Pineda y Halfpeter, 2004). Cambios en el uso de suelo, tales como el aprovechamiento excesivo de especies (ej. forestal), reconversión de los biomas (agricultura y praderas), urbanización, etc., generan la desaparición de algunas especies, por lo cual es

importante comprender la heterogeneidad de los paisajes fragmentados, ya que estos pueden afectar a los organismos que se desarrollan y dependen de estos ecosistemas. El cambio de uso de suelo puede además afectar la diversidad de especies en sus diferentes escalas espaciales (alpha, beta y gamma), ya que estos están entre los atributos de los ecosistemas más susceptibles de alteración. Este impacto espacial se puede evaluar examinando grupos de especies con función de indicadores como son las aves de pastizal (Haila, 2002; Laurance et al., 2002, Urbina y Reynoso, 2005). La riqueza total de un paisaje que está compuesto por parches de diferentes ecosistemas, se conoce como diversidad gamma. La diversidad alfa por otro lado, corresponde con la riqueza biológica de una área específica ó tipo de ecosistema; mientras la diversidad beta capta la diversidad entre distintas áreas del mismo tipo de ecosistema (Sosa-Escalante, 2003). Los conceptos de diversidad alfa, beta y gama, permiten la comprensión de la contribución de procesos locales y regionales a la diversidad de ecosistemas y paisajes (Schluter y Ricklefs, 1993; Lande, 1996) así como a impactos en la diversidad por aspectos de cambio de uso de suelo.

México es el cuarto país con mayor diversidad biológica a nivel mundial, debido a que se localiza en la confluencia de dos zonas biogeográficas: la Neártica y la Neotropical (CEMEX, 1996). De acuerdo con el Inventario Forestal Nacional del año 2000, los biomas más representativos en el país, por su extensión lo constituyen; los matorrales áridos y semiáridos que cubren cerca del 29% del territorio, le siguen los bosques (17%), las selvas (16%) y los pastizales (14%) (SEMARNAT 2003). Un bioma poco conspicuo y por lo tanto, poco estudiado es el pastizal semiárido, el cual se extiende de forma continua en los valles inter montañosos a lo largo de la Sierra Madre Occidental, desde la frontera con Nuevo México y Arizona en EUA, hasta la Subprovincia de los Llanos de Ojuelos en el centro de México (Rzedowsky, 1978). A pesar de las condiciones tan limitantes para la disponibilidad de recursos, el pastizal semiárido es altamente diverso, albergando un gran número de especies de aves.

Una de las regiones de pastizal semiárido que muestra mayor deterioro se encuentra en la parte Meridional de su distribución, la subprovincia de los Llanos de

Ojuelos (Arredondo 2002, Huber-Sannwald 2002, Medina et al., 2007). En esta región, el cambio de uso de suelo principalmente, la conversión a agricultura de temporal y el sobrepastoreo, son los factores que más han contribuido a la pérdida de los pastizales naturales y la conformación de parches de vegetación con diferentes atributos (Huber-Sannwald 2002). Debido a su localización en el límite entre las regiones biogeográficas neártica y neotropical, el pastizal semiárido es un hábitat natural para un gran número de especies de aves residentes y migratorias. Sin embargo, los factores de cambio de uso de suelo en estas comunidades vegetales, favorecen la pérdida de la cubierta vegetal, cambios en la composición de especies, y cambios en la estructura de la vegetación.

La reconversión a agricultura de temporal, genera paisajes con parches geométricos, una cubierta vegetal estacional y estrechos corredores entre parches con vegetación herbácea y arbustiva. El sobrepastoreo por otro lado, favorece la reducción de la cubierta de gramíneas y el incremento de especies de plantas arbustivas de diferentes grupos funcionales. En la medida que estos cambios de la vegetación de pastizal, afecten las fuentes de alimentación, sitios de protección y anidamiento de las aves es muy posible que la diversidad de especies de aves varíe.

Los esfuerzos actuales para comprender las interacciones entre la composición y estructura de la vegetación y los requerimientos de la fauna se derivan de un debate ecológico muy prolongado en el que se ha discutido el papel entre la composición florística y la fisonomía de la vegetación en la composición de la comunidad de aves (MacArthur and MacArthur 1961, Robinson and Holmes 1984, Rotenberry 1985, Mac Nally 1990). Aunque se trata de un debate añejo, los cambios tan drásticos de la vegetación derivados por el cambio de uso de suelo ameritan su reevaluación, bajo las nuevas circunstancias de manejo. Bajo este enfoque, la perspectiva tradicional es que la composición de aves está mayormente asociada a la estructura de la vegetación (fisonomía) que a la composición florística (MacArthur et al 1966, Anderson and Shugart 1974, Rotenberry and Wiens 1980), sin embargo, existen evidencias empíricas apoyando la hipótesis alternativa (Tomoff 1974, Power 1975, Wiens and Rotenberry

1981). Si la estructura o fisonomía de la vegetación fuera más preponderante en las comunidades de aves, entonces bajo las condiciones de cambio de uso de suelo del pastizal semiárido, en donde el paisaje adquiere mayor estructura debido a la invasión de especies arbustivas y subarbustivas, se podría esperar un incremento en la riqueza o diversidad de especies de aves con respecto a pastizales prístinos. De similar manera aquellos pastizales que fueron transformados a tierras de cultivo presentarían un decremento en la riqueza o diversidad de especies de aves debido a la gran actividad antropogénica presente en estos sitios.

El objetivo de este trabajo fue el de examinar el papel de los tipos de hábitat más característicos de la subprovincia de los Llanos de Ojuelos incluyendo el pastizal mediano abierto, el pastizal arbosufrutescente y las tierras de cultivos sobre la riqueza de las comunidades de aves, sobre la diversidad alfa, beta y gama que se presenta en la región, y sobre la presencia y ausencia de especies individuales en los diferentes tipos de hábitat. El estudio pretende aportar conocimiento que ayude al entendimiento de los patrones de distribución espacio-temporales de las aves del pastizal y que sirva de base para análisis biogeográficos y ecológicos, así como en la elaboración de planes de manejo y conservación de los recursos biológicos en tierras privadas, en ejidos y en tierras públicas de la región.

1.2 Materiales y Métodos

1.2.1 Área de estudio

El estudio se realizó en la subprovincia de los “Llanos de Ojuelos”, Jalisco, México, en tres diferentes tipos de hábitat: pastizal mediano abierto, pastizal arbosufrutescente y tierras agrícolas (Figura 1.1, Anexo B). Todos los sitios fueron muestreados durante el 2004 y 2005. Para cada hábitat se seleccionaron tres sitios con características similares. El clima del área de estudio es semiárido con 450 mm de precipitación media anual (presentándose la lluvia de Julio a Septiembre) y una temperatura media anual de 18° C (COTECOCA 1979). La topografía del área consiste en valles y lomeríos suaves (INEGI 1981) con 1 a 12% de pendiente.

Los muestreos de aves se realizaron durante las estaciones de primavera, verano, otoño e invierno de los años 2004 y 2005. Los sitios de pastizal mediano abierto se localizan en; “Rancho La Mesa” (21° 46’ N, 101° 40’ W, 2,300 m. s. n. m.), “Rancho Viborillas” (21° 50’ N, 101° 43’ W, 2,100 m. s. n. m.), y “Rancho Ciénega de Mata” (21° 39’ N, 101° 47’ W, 2,350 m. s. n. m.). Estos sitios presentan pastoreo moderado por ganado doméstico y están cubiertos por gramíneas de talla corta, herbáceas, y poca presencia de arbustos y árboles. Las gramíneas más comunes son; *Bouteloua gracilis*, *B. scorpioides*, *B. hirsuta*, *B. simplex*, *Aristida divaricata*, *Microchloa kuntii*, *Buchloë dactyloides*, y *Muhlenbergia rigida*. Los sitios de pastizal arbosufrutescente están localizados en el “Rancho Santo Domingo” (21° 48’ N, 101° 36’ W, 2,200 m. s. n. m.), “Ejido Guadalupe Victoria” (21° 41’ N, 101° 37’ W, 2,185 m. s. n. m.), y “Loma de los Cuervos” (21° 46’ N, 101° 31’ W, 2,200 m. s. n. m.). Estos sitios han sido sobrepastoreados por ganado doméstico durante varias décadas. En términos generales se caracterizan por exhibir una cubierta vegetal que incluye las especies; *B. gracilis*, *B. scorpioides*, y *Aristida divaricata*, además de un estrato arbustivo y arbóreo importante que incluye *Acacia schaffneri* y *Yucca decipiens*, *Mimosa biuncifera*, *Dalea bicolor*, *Brickellia spinulosa*, *Opuntia robusta*, *O. leucothicha*, *O. imbricata*, y *O. streptacantha*. Los sitios agrícolas están localizados en el “Ejido Vaquerías” (21° 46’ N,

101° 38' W, 2,230 m. s. n. m.), "Santo Domingo" (21° 49' N, 101° 35' W, 2,200 m. s. n. m.), y "Gachupines" (21° 48' N, 101° 32' W, 2,200 m. s. n. m.). De Mayo a Septiembre el setenta por ciento de cada sitio está cubierto temporalmente por cultivos (frijol, avena, chile y maíz). El treinta por ciento restante está cubierto por gramíneas, herbáceas y arbustivas, parte de las cuales se encuentra distribuida en corredores muy estrechos que separan parcelas de cultivo. Cada uno de los sitios de estudio tiene un área aproximada de 340 ha para un total de 3,060 ha muestreadas.

1.2.2 Método de muestreo de aves

En cada sitio de muestreo se realizaron conteos de aves mediante el método de transecto en línea (TL, Söderström et al 2003). Se establecieron cuatro transectos con una longitud de 2 Km y un ancho total de 200 m (cien metros para cada lado). Se definió una distancia de 500 m entre los transectos y las orillas de la vegetación como área de amortiguamiento, para evitar tanto el traslape como el efecto de borde de las especies de aves presentes en cada sitio. Los TL se recorrieron entre las 6:00 y las 12:00 hrs. coincidiendo con la mayor actividad ornitológica. Los recorridos se realizaron a velocidad constante de 2 km/hr (Söderström et al 2003). Se registraron aves en un campo visual de 180° hacia el frente del observador para reducir la posibilidad de doble conteos. De cada ave detectada visual o auditivamente, se registró la especie, sexo y edad cuando fue posible. Los conteos se realizaron únicamente en días con condiciones de viento menores a 30 km/hr (Söderström et al 2003) y sin precipitación. Las observaciones fueron realizadas por el mismo observador en todos los sitios y estaciones (primavera, verano, otoño e invierno, C. Posadas).

1.2.3 Determinación de la diversidad de especies

Para evaluar la eficiencia de muestreo para cada sitio, los modelos de acumulación de especies, el Estimador de Cobertura en base a la Abundancia (ACE por sus siglas en inglés), y los estimadores no paramétricos de riqueza de especies

fueron utilizados (Colwell 1997). La unidad de esfuerzo utilizada fue el número de transectos muestreados.

A través del programa EstimateS (Colwell, 2006), los datos fueron analizados para obtener las curvas de acumulación de especies. Mediante este programa se llevó a cabo la aleatorización de los mismos utilizando 100 aleatorizaciones de acuerdo a las recomendaciones de Colweel (1997) con el fin de que los datos fueran ajustados para los dos modelos asintóticos utilizados: el modelo de dependencia lineal y el modelo de Clench (Soberón & Llorente 1997), utilizando el programa Statistica (StatSoft 1998). No se utilizaron los resultados obtenidos del Modelo de Dependencia Lineal debido a que subestimaron los valores de riqueza. Solamente los valores obtenidos con el modelo de Clench fueron utilizados para seleccionar los sitios muestreados donde el esfuerzo provee un valor cercano a la máxima diversidad esperada. Un 85% del total de la riqueza estimada es considerado un grado aceptable de eficiencia (Arellano y Halffter, 2003). Cuando los datos no alcanzaron el valor de criterio en el modelo de acumulación, el estimador no-paramétrico propuesto ACE fue estimado aplicando el criterio de 85% para la selección de un adecuado tamaño de muestra.

Diversidad alfa: la diversidad alfa (número de especies, o riqueza de especies) fue calculada para cada transecto, sitio y tipo de hábitat en cada uno de los dos años de muestreo. Posteriormente, estos valores fueron utilizados para realizar comparaciones entre sitios dentro del mismo tipo de hábitat empleando análisis de varianza de dos vías en los que los sitios y años fueron los factores, y el número de especies registradas fue la variable dependiente. Los transectos fueron la unidad de muestreo. Posteriormente se realizaron comparaciones del número de especies entre los tres tipos de hábitat utilizando un análisis de varianza de dos vías en el que los tipos de hábitat y años fueron los factores, y el número de especies registradas fue la variable dependiente. La unidad de muestreo fueron los sitios.

Diversidad de Shannon: el índice de diversidad de Shannon fue calculado utilizando el programa EstimateS para cada sitio de estudio en cada año. Posteriormente se realizó

una comparación estadística entre tipos de hábitat y años utilizando un ANOVA de dos vías con hábitats y años como factores, y el índice de diversidad de Shannon como variable de respuesta. La unidad de muestreo fueron los sitios de estudio. Para este análisis no se cumplió el supuesto de distribución normal de los errores a pesar de que se utilizaron diferentes transformaciones de la variable dependiente (logaritmo natural y base 10, inverso, y raíz cuadrada), por lo tanto se realizó una prueba de Kruskal-Wallis para comparar la mediana de la diversidad de Shannon entre tipos de hábitat, y una prueba de Wilcoxon de dos muestras para comparar la mediana de la diversidad de Shannon entre años.

Diversidad beta: la diversidad beta (número de especies no compartidas) fue calculada para todo par de sitios dentro de cada tipo de hábitat, y para cada par de tipos de hábitat.

La diversidad beta también fue calculada para cada par de sitios del mismo hábitat y para cada par de hábitats utilizando el Índice modificado de Whittaker (Harrison et al 1992) donde se obtiene el valor máximo de tasa de cambio entre sitios:

$$\beta = \{[(S / a) - 1] / (N - 1)\} \times 100$$

Donde:

S = el número de especies registradas para la región (diversidad gama).

a = la media del número de especies en un tipo de hábitat dado (media de la diversidad alfa).

N = el número de sitios de estudio.

Este índice es similar al de Whittaker (1972), excepto que es expresado en porcentaje. El valor más cercano a cero corresponde a sitios con la mayor similitud de especies. Valores altos indican una mayor diferencia (menor similitud) entre sitios. Los valores para sitios que tienen un número similar de especies y de composición de especies deben ser muy cercanos (Ter Braak 1983, Cody 1993).

Diversidad gama: la diversidad gama para cada uno de los tres hábitats, fue medida como el número de especies registradas acumuladas a través de sus tres sitios de

estudio. Para toda la región de estudio también se calculó el número total de especies registradas en todos los sitios de estudio. También se utilizó el índice propuesto por Schluter & Ricklefs (1993):

$$\gamma = \alpha \times isd \times sd$$

Donde:

α = la media del número de especies por sitio en una unidad de hábitat.

isd = el inverso de la dimensión de especies, esto es, $1/\text{la media del número de sitios ocupados por una especie}$.

sd = dimensión muestreada o número total de sitios muestreados.

La diversidad gama se puede obtener de la lista general de especies para cada uso de suelo. Sin embargo, el uso de la fórmula anterior da una idea de cual componente de la diversidad gama es el más importante en cada uso de suelo, si es la diversidad media alfa, o el número de sitios ocupados por una especie. Esto nos permite comparar los diferentes componentes gama entre los hábitats. Al igual que permite determinar la diversidad gama del paisaje.

Para estimar el grado de disimilitud en la composición de especies de toda la región y sus componentes, se calculó la complementariedad entre pares de sitios del mismo tipo de hábitat y entre pares de hábitats (Colwell & Coddington 1995). La complementariedad para los hábitats A y B es expresada como:

$$C_{AB} = U_{AB}/S_{AB}$$

Donde U_{AB} es la suma de las especies únicas para cada uno de los dos tipos de hábitat, calculado como:

$$U_{AB} = a + b - 2c$$

a = el número de especies en el hábitat A.

b = el número de especies en el hábitat B.

c = el número de especies en común para A y B.

y donde S_{AB} es la riqueza total de especies en ambos hábitats combinados, como sigue:

$$S_{AB} = a + b - c$$

1.2.4. Presencia/ausencia de especies individuales en los tipos de hábitat

Para identificar el efecto del cambio de uso de suelo sobre las especies individuales, se generaron listas de especies de aves que fueron registradas exclusivamente en pastizal mediano abierto, pastizal arbosufrutescente y agricultura. También se generó una lista de especies que fueron registradas tanto en el pastizal mediano abierto como pastizal arbosufrutescente pero no en sitios agrícolas, y otra lista de especies que fueron registradas tanto en el pastizal arbosufrutescente pero no en los sitios agrícolas. Esta información es útil para identificar especies que fueron perjudicadas y especies que fueron beneficiadas por el cambio de uso del suelo.

1.3 Resultados

Se obtuvo un total de 16,206 registros avifaunísticos en nueve sitios representativos de tres tipos de hábitat, así como durante las cuatro estaciones y los dos años de estudio. La riqueza registrada en la zona de estudio fue de 55 especies. Esta riqueza corresponde a 51 géneros, 31 familias y 11 órdenes (Tabla 1.1, Anexo A). El orden con mayor representatividad fue Passeriformes (16 familias).

1.3.1 Curvas de acumulación de especies

El modelo de Clench y los métodos no paramétricos para estimar la riqueza de especies indicaron que el inventario complementario de los tipos de hábitat estudiados estuvo alrededor del 90%. Con el esfuerzo de muestreo aplicado para cada sitio, las curvas de acumulación de especies alcanzaron las fases asintóticas.

Para ambos años, en los sitios agrícolas se alcanzó una uniformidad con un esfuerzo de muestreo de 9 transectos (Figuras 1.1a y b, Anexo B). Para los sitios de pastizal mediano abierto en los dos años de muestreo la asíntota se alcanzó con un esfuerzo de 6 transectos (Figuras 1.2a y b, Anexo B). Finalmente, el esfuerzo para el pastizal arbosufrutescente fue de 7 y 6 transectos, para el 2004 y 2005 respectivamente (Figuras 1.3a y b, Anexo B).

1.3.2. Diversidad alfa, beta y gama por sitio y por tipo de hábitat

Diversidad alfa: para el pastizal mediano abierto, no existió diferencia significativa en la diversidad alfa entre sitios ni entre años (media de especies por año por sitio = 26.33, $P > 0.05$, Tablas 1.2 y 1.3, Anexo A).

Para los pastizales arbosufrutescentes no se registraron diferencias entre sitios ni entre años (media de especies por año por sitio = 30.83, $P > 0.05$, Tablas 1.2 y 1.3, Anexo A). Para los sitios agrícolas se registró una diferencia significativa ($P < 0.05$) entre años, siendo la media para el año 2004 de 14 especies y para el 2005 de 36.3 especies. No existieron diferencias en el promedio del número de especies por sitio

entre tipos de hábitat ($P>0.05$), pero el número promedio de especies fue menor para 2004 (23.1) comparado con 2005 (34.7, $P<0.05$).

Diversidad del Índice de Shannon: los resultados de las pruebas de Kruskal-Wallis sugirieron que existen diferencias en el índice de Shannon entre tipos de hábitat con una mediana mayor para el pastizal mediano abierto (2.5), intermedia para el pastizal arbosufrutescente (2.4), y menor para los sitios agrícolas (2.2, $P<0.01$), mientras que la prueba de Wilcoxon no detectó diferencias entre años ($P>0.05$).

Diversidad beta: en general, los valores correspondientes a la diversidad beta obtenidos mediante el conteo de especies no compartidas, y mediante el índice de Whittaker modificado no fueron diferentes para: 1) las comparaciones entre sitios del mismo tipo hábitat, y 2) las comparaciones entre tipos de hábitat (Tablas 1.2 y 1.3). Cuando se realizaron las comparaciones de especies no compartidas entre sitios del mismo tipo de hábitat, se pudo observar que en general existieron más especies no compartidas en 2004 que en 2005. En general este patrón también se observó cuando se realizaron las mismas comparaciones utilizando el índice de Whittaker modificado. Durante el año 2004, se registró una baja similitud (valores de similitud cercanos o mayores al 40%) entre los sitios de pastizal mediano abierto. En este año también se observó una baja similitud (valores de similitud cercanos o mayores al 30%) entre sitios agrícolas. En el 2005 existió una similitud mayor entre sitios del mismo tipo de hábitat con valores menores a 10% en casi todas las comparaciones, y no mayores al 18% en todos los casos (Tablas 1.2 y 1.3, Anexo A).

Para las comparaciones entre tipos de hábitat, no se encontró ningún patrón claro en el número de especies no compartidas entre tipos de hábitat en los dos años muestreados. La misma ausencia de patrones también se observó cuando se utilizó el índice de Whittaker modificado. El porcentaje de similitud entre pares de tipos de hábitat fluctuó entre 22 % y 31 % para ambos años (Tablas 1.2 y 1.3, Anexo A).

Diversidad gama: el número de especies totales en general no varió entre tipos de hábitat ya que este valor fluctuó entre 24 y 47. No se observó ningún patrón claro, aunque para ambos años el mayor número de especies se registró en el pastizal arbosufrutescente. El valor para el índice de Schluter & Ricklefs se mantuvo constante en 3 para todos los casos, lo cual es consistente con la ausencia de patrones claros en el número de especies no compartidas entre tipos de hábitat.

En general, los valores correspondientes a los índices de complementariedad no fueron diferentes entre: 1) las comparaciones entre sitios del mismo tipo hábitat, y 2) las comparaciones entre tipos de hábitat (Tablas 1.2 y 1.3, Anexo A), sin embargo se observaron valores de complementariedad más altos para 2004 que para 2005. Estos resultados son consistentes a los obtenidos para la diversidad beta mediante el conteo de especies no compartidas, y mediante el índice de Whittaker modificado.

1.3.3. Uso de hábitat por las especies individuales

De todas las especies registradas en la zona de estudio, únicamente una (*Carpodacus mexicanus*) fue registrada exclusivamente en el pastizal mediano abierto, otra especie fue registrada exclusivamente en el pastizal arbosufrutescente (*Passer domesticus*), y una especie fue registrada exclusivamente en los sitios agrícolas (*Quiscalus mexicanus*). Dos especies fueron registradas tanto en el pastizal mediano abierto como en el pastizal arbosufrutescente, pero no en los sitios agrícolas (*Bubulcus ibis*, y *Mymus polyglottos*). Finalmente, siete especies fueron registradas en los sitios representativos del pastizal arbosufrutescente y de agricultura, pero no en el pastizal mediano abierto, estas especies incluyen a *Buteo albicaudatus*, *Larus delawerensis*, *Bubo virginianus*, *Colaptes auratus*, *Polioptila melanura*, *Anthus rubescens*, y *Molothrus ater*.

1.4 Discusión

La riqueza de especies de aves en una comunidad, teóricamente se puede cuantificar de manera fácil debido a que es finita (Walther & Morand 1998) y a que las aves son fácilmente identificables en comparación con otros taxones (Remsen 1994). Existen varios factores que pueden influir en la medición de este atributo de manera apropiada (Herzog et al. 2002). En hábitats como el pastizal tipo arbosufrutescente y las zonas agrícolas, la riqueza registrada se ve afectada por la heterogeneidad del hábitat, la visibilidad escasa en algunas de las partes internas de los sitios de muestreo y la movilidad de los organismos que afectan la cuantificación de las especies (Terborgh et al. 1990; Remsen 1994), para lo cual se requiere de un muestreo intensivo y extensivo que permita detectar la mayor parte de las especies presentes (Brose & Martínez 2004).

La riqueza de especies registradas en el presente trabajo es el resultado de un muestreo exhaustivo, la combinación de métodos visuales y auditivos permiten sugerir que no existen sesgos graves en el presente inventario (Stiles & Bohórquez 2000). Para el presente estudio podría existir una subestimación en el número de especies debida a la presencia de especies accidentales, transitorias, poco conspicuas o con densidades poblacionales muy bajas y/o especies que no se alcanzaron a detectar con los métodos utilizados, así como las migraciones cortas de especies entre las áreas de estudio (Bojorges & López-Mata 2005). Sin embargo, de existir esta subestimación sería mínima, ya que las curvas de acumulación de especies indican que la mayoría de las especies fueron registradas mediante el esfuerzo de muestreo que se realizó. Además, debido a que en este estudio fue cubierto por completo el periodo invernal, la mayor parte de las especies no residentes fueron detectadas. Lo cual se refleja en el número de especies migratorias neotropicales que fueron registradas. Por lo tanto, de existir especies que no hubieran sido registradas durante los muestreos se trataría de especies con abundancias demasiado bajas o especies transitorias para la zona de estudio.

No se registraron grandes diferencias en diversidad alfa entre hábitats, sin embargo hay una alta complementariedad entre diferentes tipos de hábitats, por lo tanto la diversidad global es muy alta debido a un alto recambio de especies entre tipos de hábitats (Agnew et al., 1986, Desmond, 2004). Esta alta diversidad avifaunística posiblemente se debe a la heterogeneidad de tipos de hábitat que ha resultado de la formación de un mosaico de pastizales medianos abiertos con poco disturbio, pastizales con diferentes grados de presión de pastoreo en los cuales existen distintos grados de invasión de especies arbustivas, y campos de agricultura. Sin embargo esta alta diversidad puede o no puede ser de beneficio para la avifauna como se discute en los siguientes párrafos. Otra posible razón para la alta diversidad que se observó, es que la zona de estudio se encuentra exactamente en el límite entre las zonas geográficas neártica y neotropical; en los sitios de estudio se registraron varias especies neárticas que se encuentran en el límite más septentrional de su distribución (*Bucephala albeola*, *Callipepla squamata*, *Geococcyx californianus*, *Phalaenoptilus nuttallii*, *Aphelocoma ultramarina*, *Corvus cryptoleucus*, *Campylorhynchus brunneicapillus*, *Polioptila melanura*, *Amphispiza bilineata*, *Sturnella neglecta*, Howell y Webb, 2005), así como otras especies en se encuentran en el límite más norteño de su distribución (*Buteo albicaudatus*, *Piranga flava*, Howell y Webb, 2005).

Algunas especies de aves reportadas se podrían beneficiar por el cambio de uso de suelo, estas especies incluyen a aquellas que se registraron únicamente en sitios representativos de pastizal arbosufrutescente y/o sitios agrícolas (11 especies). Algunas de estas especies, sin embargo, también ocurren en otros tipos de hábitat en la región que no fueron estudiados. Algunos ejemplos de estas especies son *Carpodacus mexicanus*, y *Passer domesticus* que son comunes en matorrales y en zonas residenciales (Lowther y Clink 2006). Otras especies que fueron registradas en los sitios de estudio como *Q. mexicanus*, y *M. ater*, son especies oportunistas y con alta bajilidad (Johnston y D.Peer 2001, Lowther 1993). Es posible, que estas especies pudieran desplazar por competencia a las especies nativas de pastizal que tienen requerimientos más especializados. Otras de las especies que fueron registradas

únicamente en sitios de pastizal arbosufrutescente y/o agrícolas que no son oportunistas, son especies que requieren hábitats con árboles y/o arbustos (*B.albicaudatus*, *B.virginianus*, *C. auratus*, *P. melanura*, Fraquhar 1992, Houston et al 1998, Wieba y Moore 2008, Fraquar y Ritchie 2002), o hábitats acuáticos (*Larus delawerensis*, y *Anthus rubescens*, Verbeek y Hendrix 1994, Howell y Webb 1995). Aunque no se sabe si estas últimas especies tienen la capacidad de ganar en competencia a las especies nativas de pastizales, la transformación de pastizales naturales a tierras de sobrepastoreo y tierras agrícolas podría beneficiar a algunas de estas especies a costa de la disminución del hábitat disponible para las especies que dependen de pastizales naturales. Además, algunas especies que requieren hábitats de pastizal como *M. polyglottos* (Derrickson y Breitwisch 1992), son claramente perjudicadas por algunos tipos de cambio de uso del suelo, ya que esta especie no fue registrada en campos agrícolas a pesar de que se realizaron esfuerzos bastante intensos de muestreo.

Para los muestreos realizados en 2005 se registró una mayor diversidad alfa, menor similitud, y por ende mayor complementariedad que en 2004. Posiblemente estas diferencias se deben a que los pastizales son sistemas muy dinámicos con grandes variaciones en los patrones de precipitación entre años (Winter et al. 2005). Estas variaciones inter-anales ciertamente se presentaron en nuestra zona de estudio entre los años estudiados ya que en 2004 la primer precipitación se presentó a principios de Julio mientras que en 2005 este evento ocurrió el 18 de Marzo, aunque 2005 fue un año más seco (284 mm) que 2004 (688 mm).

1.5 Conclusiones

En la zona de estudio existe una alta diversidad avifaunística que se debe principalmente a la localización de esta zona en los límites entre dos grandes regiones biogeográficas: la neártica y la neotropical. Un alto recambio de especies entre diferentes tipos de hábitat del pastizal que se han generado debido a los recientes cambios en el uso del suelo también contribuyó a la alta diversidad avifaunística de la región. A pesar de ésta alta diversidad, es posible que los cambios en el uso del suelo que se han llevado a cabo durante los últimos 50 años en el sur del desierto Chihuahuense hayan contribuido a las recientes disminuciones en las poblaciones de aves de pastizal a nivel global, ya que a costa de la disminución en el hábitat de especies de aves de pastizal, estos cambios de uso del suelo han favorecido tanto a especies oportunistas, como a especies características de otros tipos de hábitat que se caracterizan por tener mayores dominancias de especies arbustivas y arbóreas, o por ser sitios dedicados a la agricultura.

Además de los efectos en la diversidad y el uso de hábitats, los cambios en el uso del suelo pueden afectar otros fenómenos ecológicos que no se abordaron en el presente capítulo tales como las densidades de las poblaciones, el éxito reproductivo de las mismas, las tasas de sobrevivencia invernal de especies residentes y migratorias, y las estructuras de las poblaciones (ej, edades y sexos, etc.), algunos de estos temas serán abordados en los siguientes capítulos.

Estimated Grassland Bird Species Richness and Bird Density Comparing Two Methods

2.1 Introduction

Grassland birds are sensitive to the loss of wintering (Sherry and Holmes 1992, Holmes and Sherry 2001), breeding (Holmes and Sherry 2001, Murphy 2003), and foraging (Robinson and Sutherland 2002, Söderström et al. 2003) habitats in North America (Warner 1994, Knopf 1994, Herkert et al. 1996). Hence, designing management strategies for grassland birds requires accurate population assessment methods. Commonly used techniques for estimating songbird densities and species richness include the line transect (hereafter called LT; Emlen 1977, Ingold 2002, Murphy 2003, Söderström et al. 2003) and point count (hereafter called PC; Ralph et al. 1995, Bellar and Maccarone 2002, Davis 2004) methods. For the LT method, all birds detected are noted as an observer walks along a pre-determined transect. For each bird, the perpendicular distance between central transect line and bird is estimated and recorded. This method is time-efficient especially when surveying large areas (Enemar 1959, Bollinger et al. 1988, Buckland et al. 1993) and can be used in a variety of habitats.

For the PC method (Bollinger et al. 1988, Ralph et al. 1995, Bellar and Maccarone 2002), randomly-chosen observation points are visited for a pre-determined period and all birds detected within a given radius are noted (Buckland et al. 1993, Tarvin et al. 1998). Advantages include ease of implementation in irregular terrain and high detection potential at close distances (Ryder 1986). A disadvantage is potential overestimation of population sizes because of double counting of individuals.

Some investigators comparing the two count methods have reported greater bird densities and species richness with the PC method (Anderson and Ohmart 1981,

Fletcher et al. 2000, Wilson et al. 2000), whereas others have reported similar results using the two methods (Verner and Ritter 1985, Dobkin and Rich 1998, Rosenstock et al. 2002). In addition, studies comparing bird count methods have largely been conducted in forest and riparian woodlands, with few conducted in crop lands and grasslands. To date, the usefulness of the two count methods in the semiarid and arid ecosystems at the transition to the Neotropical region has not been examined.

The Llanos de Ojuelos region in Jalisco, Mexico, is located in the southernmost extension of the semiarid grassland biome and the Chihuahuan Desert. This region was formerly covered by a vast open short-grass steppe and is now characterized by a highly structured landscape consisting of patches of open grasslands dominated by blue grama (*Bouteloua gracilis*), mosaics of agricultural and fallow land, and increasingly expanding savanna-type grasslands characterized by shrub and woodland encroachment (Aguado-Santacruz and García-Moya 1998). Identifying the most appropriate count method for the grassland biome in Mexico is important because it is one of the most impacted and highly endangered ecosystem types in Mexico hosting a significant number of vulnerable bird species. The objectives of this study were to compare the two counting methods (LT vs. PC) by examining bird detectability in three common habitat types in the semiarid grassland biome. We applied the two methods during winter and spring to examine the effectiveness of the methods over time. We compared the two methods by studying bird species richness and bird densities.

2.2 Methods

2.2.1 Study areas

This study was conducted in the sub-province of Llanos de Ojuelos, Jalisco, Mexico, in three habitats: short-grass steppe, savannah, and agricultural land (Figure 1.1, Appendix B). All sites were surveyed in winter 2004 and spring 2005. For each habitat, we chose three sites with similar characteristics. The climate of the study area is semi-arid with 450 mm average annual precipitation (with rain primarily from July - September) and a mean annual temperature of 18 °C (COTECOCA 1979). Topography of the area consists of valleys and rolling hills (INEGI 1981) with 1 to 12% inclination.

The sites of the shortgrass steppe were located at Rancho La Mesa (21°46'N, 101°40'W, 2300 m asl), Rancho Viborillas (21°50'N, 101°43'W, 2100 m asl), and Rancho Ciénega de Mata (21°39'N, 101°47'W, 2350 m asl). Vegetation consisted of short grasses with scattered shrubs and trees, and moderate cattle grazing is the major land use. The most common grass species were *Bouteloua gracilis*, *B. scorpioides*, *B. hirsuta*, *B. simplex*, *Aristida divaricata*, *Microchloa kuntii*, *Buchloë dactyloides*, and *Muhlenbergia rigida*.

The savannah sites were located at Rancho Santo Domingo (21°48'N, 101°36'W, 2200 m asl), Ejido Guadalupe Victoria (21°41'N, 101°37'W, 2185 m asl), and Loma de los Cuervos (21°46'N, 101°31'W, 2200 m asl). Vegetation consisted of an open grass cover composed of *B. gracilis*, *B. scorpioides*, and *A. divaricata*, and an abundant shrub and tree layer composed of *Acacia schaffneri*, *Yucca decipiens*, *Mimosa biuncifera*, *Dalea bicolor*, *Brickellia spinulosa*, *Opuntia robusta*, *O. leucothicha*, *O. imbricata*, and *O. streptacantha* with a history of long-term heavy cattle grazing.

The agricultural sites were located at Ejido Vaquerías (21°46'N, 101°38'W, 2230 m asl), Santo Domingo (21°49'N, 101°35'W, 2200 m asl), and Gachupines (21°48'N, 101°32'W, 2200 m asl). From June to September, crops such as beans, barley, and corn cover 70% of each site, and the remainder is covered in similar proportions by grasses, sub-shrubs, shrubs, and trees. During our observations, no crops or crop

residuals were present. Each study site had an approximate area of 340 ha. A list of bird species recorded by the two methods in the study region is presented in Table 2.1 (Appendix A).

2.2.2 Bird counts.

At each study site, bird counts were conducted with the LT and PC methods. For the LT method, four 2-km by 200-m (100 m on each side) transects were established in each study site. All transects were at least 500 m from the external edge of each site to avoid edge effects, and at least 500 m apart to avoid overlap. Line transects were conducted between 07:00 and 12:00 from 20 - 30 December 2004 and 28 March - 7 April 2005. The same observer walked all transects at a constant speed of 2 km/hr (Söderström et al. 2003) and noted all birds detected within 100 m of the transect line and within a 180° angle to reduce potential double counts. For each bird, the observer recorded species, compass direction to the nearest 5 degrees, and distance to the nearest 5 m. With these measures, the perpendicular distance was calculated from the bird to the transect line. Counts were conducted only on days with wind speeds < 30 km/hr and no rain. The total area surveyed was 160 ha, with four transects and a maximum detection distance of 100 m.

For the PC method (Ralph et al. 1995), birds were recorded between 3 and 13 January 2005 and 8 and 20 April 2005 along the same transects, time of day, and environmental conditions as for the LT counts. The same observer conducted all point counts and line transects. Along each transect, five count points 400-m apart were chosen. For 10 min, all birds detected within 100 m of each point were noted (Ryder 1986, Thompson 2002). The species, compass direction, and distance between bird and observer were recorded. Efforts were made to follow bird movements to avoid double counts. The total area surveyed was 62.8 ha, with five points along each transect (total 20 points) and a maximum detection distance of 100 m.

At each site, the application of count method was intentionally separated by several days to reduce the possibility of increasing bird detections on the second

survey due to having acquired recent knowledge of birds for a particular site. Because most detections (>99%) were non-migratory species, it was unlikely that the data for the PC method, applied at the slightly later date, were biased by the potential absence of migrant birds during the two observation periods.

2.2.3 Estimating bird density and species richness

Based on field observations, site specific bird densities (individuals/ha) were estimated applying the LT and PC methods along transects for winter 2004/2005 and spring 2005. The program Distance 5.0 Release 2 (Thomas et al. 2003) was used to analyze the field observations (distance of individual birds) and to calculate detection functions. Detection functions represent the probability of detecting a bird at a given distance and also allow estimation of bird densities of individuals that were present but not observed (Roberts and Schnell 2006). Detection functions were calculated for each land use type by count method by season combination. Bird densities were estimated with these detection functions for each transect adjusting the number of birds observed to those present but not recorded in the field. The species analyzed individually were Loggerhead shrike (*Lanius ludovicianus*), Weastern meadowlark (*Sturnella neglecta*), White-winged Dove (*Zenaida asiatica*), and Savannah sparrow (*Passerculus sandwichensis*). Because most other species had small sample sizes, data were pooled and densities were calculated for all species combined. Species with large home ranges or expected to occur in low densities were excluded from the analysis. These species included as Falconiformes, and Mexican Ravens (*Corvus corax*). Species that typically do not occur in grassland habitats were also excluded.

To estimate species richness, observations were grouped in four distance classes (0-25 m, 25-50 m, 50-75 m and 75-100 m) and species richness (number of species for each distance class per hectare) and total species richness (total number of species recorded within 100 m per hectare) were calculated for each habitat, count method, and season. The number of new species detected in each distance class was calculated to determine species decay with distance. Finally, species accumulation

curves were generated with number of transects as the accumulated effort to calculate the number of transects (effort) required to reach the species saturation point for each count method, land use type and season. Programs "Estimate S" (version 8.0.0) and Statistica (version 6.0) were used to generate species accumulation curves. For the species richness analysis, some of the species that were excluded for the bird density analysis (Falconiformes and White-winged doves - see above) were incorporated because the objective of this part of the study was to identify the most appropriate method to record the highest number of species per habitat. However, aquatic species were excluded because water-associated habitats are different from those of grasslands, and because there are specific methods to assess bird populations in these particular habitats (Gibbons and Gregory 2006).

2.2.4 Statistical analysis

For the variables species richness and number of new unique species in each distance class, the effect of land use type, season, count method, and distance were evaluated with a nested multifactorial design. Land use type (short-grass steppe, savannah, and agricultural lands) and season (winter vs. spring) were the main factors, while count method (LT vs. PC) and distance (0-25m, 25-50m, 50-75m, and 75-100m) were nested factors within land use type. The mean of the variables of the four transects (subsamples) within a site were calculated to have a single observation per site (replicate). For the analysis of total species richness per transect, data were pooled over the four distance categories and then the mean of the four transects were determined to have a single observation per site. Each treatment combination was replicated three times. Therefore, factors influencing total species richness were investigated using land use type and season as the main factors and count method as the nested factor within land use type. Similarly, for bird density, habitat type and season were the main factors and count method the nested factor within habitat type. Each treatment combination was replicated three times. The Shapiro-Wilks test was used to evaluate the normality of data of bird species richness and bird density using

the residuals. A logarithmic transformation ($y' = \log_{10}(y)$) was applied for bird density estimates for all birds combined. Then, *a posteriori* mean comparison tests for significant main effects and interactions using Bonferroni's adjusted P-values were conducted. All analyses were computed with SAS (Release 10.0, SAS Institute 2005). Back-transformed least square means ± 1 SE are presented.

2.3 Results

2.3.1 Species richness

Seventeen species were recorded and the number of species detected using each count method was similar for savannah and agriculture habitats. However, more species were observed in grassland sites with the PC than the LT method (Table 2.1, Appendix A). The number of unique species detected with increasing distance class differed with respect to count method and distance class nested within land use type (three-way interaction; $F_{9,114} = 3.96$, $P = 0.0002$; Fig. 2.1, Appendix B). When comparing distance classes within count method and land use type, overall, the number of new species detected dropped significantly when crossing the 50 m distance class for all land use types and both count methods. When considering count methods for a given distance class and land use type, there was no difference in the number of new species detected. When comparing a certain distance class and count method across land use types, there was no difference in number of new species detected except in agriculture sites, where, compared to grasslands, more species were detected at the two closest distance classes when using the LT method. However, at 75-100 m more new species were detected in the grassland sites than in the agriculture site. Season did not influence the number of new species within a land use type, however, in winter, we detected more species in agriculture and savannah sites than in grassland sites (two-way interaction; $F_{2,114}=4.2$, $P = 0.017$; Fig. 2.1, Appendix B).

Overall, total species richness (0 – 100 m) differed with habitat and season (two-way interaction; $F_{2,24} = 3.95$, $P = 0.033$; Fig. 2.1, Appendix B). In winter, more species were detected in the agriculture (9.5) than in the shortgrass steppe (5.5) sites, whereas no differences were observed among habitats in spring. With both count methods, similar numbers of total species were detected in both seasons (season by method (habitat); $F_{3,24} = 0.7$, $P=0.54$).

Estimated species richness differed with count method and distance class nested within habitat type (three-way interaction; $F_{9,18} = 5.2$, $P = 0.0014$; Fig. 2.2,

Appendix B). For most distance classes and habitats, more species were detected with the PC than with the LT method, with the exception for shortgrass steppe and savannah sites, where no differences were apparent at 75-100 m, and 50-75 m, respectively. Overall, the detection distance with highest species richness was 25-50 m, with one exception (for shortgrass steppe 0-25 and 25-50 m with PC method, Fig. 2.2, Appendix B). With the LT method, species richness was similar at 0-25 m and 50-75 m, while with the PC method species richness was higher at 0-25 m than 50-75 m in all land use types. When comparing species richness for a given distance class across land use types, neither count method yielded greater richness at 0-25m. At 25-50 m, however, with the LT method more species were detected in the savannah than in the agriculture and shortgrass steppe sites, and with the PC method more species were detected in the savannah than in the shortgrass steppe sites. At greater distances, differences in species richness between land use types were only observed with the PC method, in that in agriculture and savannah sites more species were detected than in the shortgrass steppe sites. Neither count method could detect that season influenced bird species richness in any of the land use types (season by method nested within land use interaction; $F_{3,18}=2.1$, $P=0.14$).

2.3.2 Species accumulation

Species accumulation curves suggest using the PC method requires overall less effort (on average two transects less) than using the LT method. This trend was consistent across land use types and seasons (Fig. 2.3, Appendix B).

2.3.3 Detection functions

For all species combined, bird detectability in winter rapidly decreased after 30-50 m in agriculture and savannah sites with both methods (Fig. 2.4s and 2.4t, Appendix B). In grassland sites, winter detectability was greater with the LT compared to the PC method with a constant high probability of detection for the first 40m and a steady drop after this distance. The PC method provided high detectability only for the first

20 m with a steep drop in detection probabilities beyond this distance (Fig. 2.4u, Appendix B). Detection curve trends clearly contrasted between spring and winter. During spring, detection probabilities for all bird species combined were higher when using the LT method compared to the PC method, with constantly high detection probabilities for the first 50–70 m and a quick drop in detectability after these distances. With the PC method high detection probabilities occurred only in the first 10–20 m with a drop in detectability after this distance (Fig. 2.4v, 2.4w, and 2.4x, Appendix B). These spring trends were consistent for all land use types.

2.3.4 Bird densities

Overall, bird density was significantly higher when applying the PC method compared to the LT method (method nested within land use type; $F_{3,23}=46.2$; $P=0.0001$; Table 2.2, Appendix A).

2.4 Discussion

Even though more species were detected with the PC method, most species were detected with both methods, implying similar detection potential with both methods. Species accumulation curves, however, showed that more species could be detected with less effort using the PC method than the LT method, especially in the shortgrass steppe sites, regardless of season.

In general, results of this study suggest that in the habitats that were studied observations made within the first 10-50 m from the observer provided the highest detectability with respect to bird densities. Current bird density estimation methods allow fitting detection functions that relate detectability to distance (Thomas et al. 2003). Therefore, using large detection distances in the field allows increasing sample sizes.

Presence/absence data showed that some grassland species were negatively influenced by changes in land use, including White-tailed Kites (*Elanus leucurus*) that were absent from agricultural lands, and Killdeer (*Charadrius vociferous*) that were absent from savannahs. Other species, including White-winged Doves (*Z. asiatica*), Vermilion Flycatchers (*Pirocephalus rubinus*), and House Sparrows (*Passer domesticus*), apparently benefited from changes in land use because they were absent from grasslands, but present in savannah and agriculture sites. Finally, two species, Northern Mockingbirds (*Mimus polyglottos*) and Brown-headed Cowbirds (*Molothrus ater*), were only present in agricultural sites.

Differences in bird densities among land use types and seasons were identified but overall, the results illustrate that although most species may tolerate at least some forms of land use change, Savannah Sparrows may be less adaptable. Regarding season, the only difference that could be detected was that of greater estimated densities of Savannah Sparrows in winter.

Monitoring bird populations in semiarid grasslands is challenging because most species forage on the ground (Wilson et al. 2000, Fletcher et al. 2000) and most occur at low densities. In the study areas that this study included, short distances

(<50 m) provided the highest bird detectability, and this trend was almost always consistent despite differences in vegetation structure among habitat types. The species accumulation curves suggest that the PC method provides greater detectability of species richness than the LT method. Density functions, on the other hand, suggest that for the Savannah sparrow and for the “all other species combined” category, detectability dropped more quickly with the PC method. Therefore, the greatest species richness detectability that were observed with the PC method is likely due to species that were detected at short distances; this result is also consistent with the results presented in Figs. 2.1 and 2.2.

More birds per hectare were consistently recorded with the PC than with the LT method regardless of land use type and season. This result is consistent with the smaller estimated densities obtained with LT method relative to other methods reported elsewhere (Tilghman and Rusch 1981; Roberts and Schnell 2006). Smaller estimated bird densities obtained with the LT method is probably the result of violations of one or more of the main assumptions associated to the method which include: a) distance from the transect line were correctly estimated, it is highly unlikely that this assumption was violated because a rangefinder was used to estimate distances in the field, b) all birds on the center transect line were detected, and c) all birds were detected at their initial location. The density functions did not show clear evidence of individuals being recorded after they moved from the center line of the transect which usually shows as a peak in detectability few meters away from the ordinate (Buckland et al. 2001, Roberts and Schnell 2006) meaning that the observer likely missed only few or no individuals originally located in the central transect line just before they flushed. On the other hand, many species, such as Western Meadowlarks (*Sturnella neglecta*), Loggerhead Shrikes (*Lanius ludovicianus*), Horned Larks (*Eremophila alpestris*), and several sparrow species, tended to move away when the observer approached. This implies that when the LT method was used the observer may not have managed to detect all birds originally located away from the center line because they flushed before they could see them, and the

observer may have underestimated their populations when using the LT method. Also, because birds standing on the ground that remain still are difficult to detect, several of these individuals may have been missed. Therefore, the assumption that all birds were detected in their initial location may have been violated when using the LT method, a result consistent with that reported by Roberts and Schnell (2006). Although these biases may also apply for the PC method because the observer may equally likely scare away birds when approaching the observation points, birds may return close to their original location while the observer stands still in a count point. Further, individuals of some species may remain quiet and unnoticed by the observer, e.g., Curve-billed Thrashers (*Toxostoma curvirostre*) and Brown-headed Cowbirds (*M. ater*); Capel 1992, Askins 1993, Knopf 1994), when using the LT method. The probability of recording more of these individuals is higher using the PC method than the LT method because an observer spends more time per observation point (e.g., Capel 1992, Askins 1993, Knopf 1994). For other species in the study area, such as Lark Sparrows (*Chondestes grammacus*) that move towards the observer, species that are highly mobile or social during the non-breeding season, and have counter-singing individuals, chances of overestimating populations from double counts are greater with the PC method than the LT method (e.g., Grzybowski 1982, Dobkin and Rich 1998). An attempt was made to reduce the possibility of double counting individual birds by paying close attention to any bird movement and by keeping track of individual birds recorded. Because bird densities are comparatively low at grassland habitats, it was feasible to monitor individual bird movements. Hence, assuming that the biases mentioned above could be minimized, the PC method may be the more appropriate for population density assessments of most grassland birds in semiarid ecosystems. For some species, however, such as the Savannah sparrow, and perhaps some of the species included in the "all other species combined" analysis, evidence all recorded individuals in the center of the transect were not recorded was not found. Also, evidence of birds consistently flushing as the observer approached was not recorded. For these species, the LT method provided the best

detectability. Therefore, it seems more desirable to use the LT method to assess these species. Because detectability between count methods and estimated densities among land use types varied depending on species, it is desirable to use a combination of both methods when the objectives of a study include estimating bird species densities individually.

2.5 Management implications

For species inventories in different habitats in a grassland biome, both count methods detected most species present. However, the PC method was more efficient because it allows reaching the species saturation point with less effort than the LT method. Because the distance of 0-50 m is critical with respect to detecting new species, close attention should be paid to the nearest 50 m. Beyond that distance the probability of detecting new species is low. For determining the effects of land use change on bird diversity, using diversity indices, species-specific abundance data are required that suggest again the use of the PC method. However, the LT method provides better detectability for some species at greater distances. In these cases, for the sake of consistency, the method that provides the best detectability for the largest number of species should be used because detection functions allow adjusting for sub-optimal detectability for some species. In these and all cases, especial attention should be paid in the field to detect all birds on the central transect line. This would minimize the chances of violating assumptions underlying the method.

The observations of this study suggest that either method can be used to evaluate the effects of land use change on species richness in the grassland biome in Mexico, as no significant differences in the detectability of bird species within 50 m detection distance were detected when comparing land use types and also these observations can be made at any time of the year. However, based on species accumulation curves, the PC method allows a more rapid assessment. Regarding densities, some species could only be estimated with the PC method, whereas others were better assessed with the LT method. Therefore, for estimating population densities of individual species, separate methodologies should be used depending on the focal species.

Effects of land cover/habitat on bird nest abundance and survival in semiarid grassland of central Mexico

3.1 Introduction

Populations of many North American grassland birds are declining (Winter & Faaborg, 1999; Winter *et al.*, 2000; Herkert *et al.*, 2003). Habitat loss and degradation due to encroachment of woody vegetation (Davis, 2004), cattle grazing, and conversion of grasslands to agriculture are important factors contributing to these declines (Herkert, 1995; Peterjohn & Sauer, 1999; Vickery *et al.*, 1999). The effects of land cover change on nest survival in grassland habitats are variable depending on bird species, type of grassland, and degree of degradation (Fondell & Ball, 2004; Pavel, 2004; Shochat *et al.*, 2005a,b).

The least studied grassland bird communities and populations are those that breed in the “desert grassland” (*sensu* Rzedowski, 1975; McClaran, 1995) of the Chihuahuan Desert ecoregion of northern and central Mexico, and of southeastern United States (reviewed in Askins *et al.*, 2007). Over the last 50 years, grassland ecosystems in central Mexico have undergone severe transformations by both intensive livestock grazing, which includes shrub encroachment, and the conversion to rainfed agriculture (agriculture based on summer precipitation only). This process of land use change has created a landscape containing three main land cover types: natural grass dominated grasslands (shortgrass steppes), savannah-type grasslands with a grass and a shrub layer, and agricultural lands with strips of native vegetation. Several declining bird species breed in these habitats, and there is increasing evidence that land use and cover changes have diminished available habitat for grassland birds and thus contributed to their population declines (reviewed in Askins *et al.*, 2007).

Studies in similar types of modified grasslands of North America have shown that changes in vegetation structure through shrub encroachment (Davis, 2004), cattle

grazing, and agricultural tilling negatively influence nest site availability (Kantrud & Kologiski, 1982; Saab *et al.*, 1995), nest abundance, and increase nest predation rates (Johnson & Temple, 1990; Riley *et al.*, 1992; Fondell & Ball, 2004). Therefore, overall bird reproductive success may differ substantially between habitat types (Rosenstock & Van Riper III, 2001; Shochat *et al.*, 2005a,b). Most of the Mexican natural desert grassland in the Chihuahua desert is not protected (Askins *et al.*, 2007). Therefore, there is a need for strategies to preserve natural resources outside reserves. Knowing how grassland bird reproductive ecology varies among habitat types of the desert grassland will help to develop suitable management strategies to protect grassland bird populations in nature reserves, private lands, and communal (“ejidos”) lands throughout northern and central Mexico.

The main objective of our study was to examine nest abundance, survival, number of young fledged per nest attempt, and number of young fledged per successful nest of several bird species in three contrasting habitat types of the Mexican desert grassland; a) shortgrass steppe b) savannah-type grasslands, and c) rain-fed agriculture on former shortgrass steppe sites in the desert grassland of Central Mexico. Nest survival may fluctuate substantially and non-linearly with age and date (Grant *et al.*, 2005). Therefore we also examined the influence of temporal effects (date, and nest age) on reproductive success.

3.2 Methods

3.2.1 Study area

Our study was conducted in the geographical sub-province known as “Llanos de Ojuelos”, Jalisco, Mexico (21°50’N, 101°44’W, 2100 masl Fig.1, Appendix B) where three dominant habitat types occur: shortgrass steppe, savannah type grassland, and agricultural land. For each habitat type, we randomly selected three sites with similar habitat characteristics. The shortgrass steppe sites were grazed by cattle *Bos taurus* year-round at a constant stocking rate of 0.125 animals/ha. These sites were characterized by the short-statured grass species *Bouteloua gracilis*, *B. scorpioides*, *B. hirsuta*, *B. simplex*, *Aristida divaricata*, *Microchloa kuntii*, *Buchloë dactyloides*, and *Muhlenbergia rigida*, with rare and isolated sub-shrubs, shrubs, and trees. The savannah-type grassland sites were also grazed throughout the year at higher stocking rates of 0.5 animals/ha. These sites were characterized by an open layer of grasses (*B. gracilis*, *B. scorpioides*, and *Aristida divaricata*), and an open layer of shrubs and trees, including *Acacia schaffneri*, *Yucca decipiens*, *Mimosa biuncifera*, *Dalea bicolor*, *Brickellia spinulosa*, *Opuntia robusta*, *O. leucothicha*, *O. imbricata*, and *O. streptacantha*. The agricultural sites are usually covered (70%) by annual crops (beans, barley, and corn) from June to September. During the rest of the year, most crop fields remained uncovered or were interspersed with grasses, sub-shrubs, shrubs, and trees in similar proportions.

For all habitat types, we selected similar-sized and similar-shaped, relatively unfragmented sites (> 340 ha, Fig. 1.1, Appendix B) to avoid potential confounding effects of different patterns of habitat fragmentation at different study sites. Because edge effects may extend as far as 500 m (e.g., Davis *et al.*, 2006; Grant *et al.*, 2006) we only searched for nests in areas >1000 m from habitat edges.

3.2.2 Field work

During the nesting period from March-August 2004 and 2005 we searched for nests at each site by following adult birds and by dragging a 50 m long rope through the

vegetation that was held by one person at each end (Ralph & Scott, 1981). We monitored nests of the following terrestrial bird species; loggerhead shrike *Lanius ludovicianus*, savannah sparrow *Passerculus sandwichensis*, white-winged dove *Zenaida asiatica*, and western meadowlark *Sturnella neglecta*. The savannah sparrow and western meadowlark are declining through at least half of their breeding distribution in the US and Canada. The loggerhead shrike is declining through most of its breeding distribution in the same region (Sauer *et al.*, 2008), and has been identified as a species of conservation concern (US Fish and Wildlife Service, 2008). We included the white-winged dove as a comparison species as its populations are actually increasing (Sauer *et al.*, 2008) through most of its breeding range in the US. Each nest was labelled with a tag attached to a nearby plant for easy re-location and geo-referenced with a global positioning system (GPS). We examined each nest every 3 - 4 days from the day it was found until it failed or fledged young. We used a mirror attached to a pole to monitor nests at heights greater than 2 m above ground (Parker, 1972). Indications of successful fledging events were nests with nestlings close to fledging at visit t , and empty nests, fresh droppings and/or activity of juveniles and adults near nests at consecutive visits ($t+1$, $t+2$, etc.). Indications of nest failure were shell fragments, pierced eggs, and/or destroyed nests (Martin & Geupel, 1993; Manolis *et al.*, 2000).

3.2.3 Statistical analysis

For all species we calculated the mean, standard error and range of number of eggs, incubation days, and brooding days per nest. To calculate these variables we only used nests whose complete clutch size, incubation, and/or brooding periods were known. To estimate clutch size we only used nests that were found during the incubation period, and we assumed that the complete clutch size was the largest number of eggs ever recorded in the nest. This assumption is reasonable because we never recorded partial clutch losses. For each species we recorded the number of nests found on each habitat type and the substrates (grass, forb, shrub, cacti - Family

Cactaceae-, and/or tree) on which nests were found. We present all information related to clutch size, number of incubation days, number of brooding days, number of nests on each habitat type (nest abundance), and nesting substrates for each species in a table.

To analyze nest survival data we used the code for the NLMIXED procedure in SAS (SAS institute, Cary, North Carolina, 2005) for mixed models (Rotella *et al.*, 2007) to fit logistic exposure models (Shaffer, 2004; Rotella *et al.*, 2007) to the data. We conducted separate analyses for each species. We used Akaike's Information Criterion corrected for small sample sizes (AIC_c) and Akaike weights (w_i , Burnham & Anderson, 2002) to evaluate support for competing *a priori* hypotheses related to factors influencing survival of bird nests in different habitat types of the desert grassland in Central Mexico. To calculate AIC_c for nest survival, we used the effective sample size (the sum of the total number of days that all nests were known to have survived plus the number of intervals between visits to nests that ended in failure, Rotella *et al.*, 2004). Before evaluating the influence of habitat type on nest survival, we assessed time effects. Six *a priori* time-related sets of nest survival models included 1) a constant survival model, 2 and 3) linear effects of age (the age of a nest in days) and date (the Julian date at the time in which the nest was visited, e.g., "day 1" refers to the date when the first nest became active), 4 and 5) quadratic effects of age and date, and 6) a global model with all parameters from the previous models. Quadratic effect models included both linear (x) and quadratic (x^2) effects (e.g., Grant *et al.*, 2005). These polynomial models allowed us to explore potential variation within the nesting cycle related to differences among nesting stages, and variation within the breeding season (Grant *et al.*, 2005). Then, we conducted an analysis comparing time-specific effects with habitat type effects. We constructed five nest survival models which included 1) a constant survival model, 2) the best-supported time effects model, 3) habitat type effects model, 4) an additive model incorporating time effects and habitat type, and 5) a global model which included time effects, habitat type, and the interactions of these two effects. The global model of nest survival was used to

assess model fit (Burnham & Anderson, 2002) using the Hosmer & Lemeshow (2000) goodness-of-fit test. We then calculated model averaged weighted parameter estimates and their associated standard errors using w_i values as weights (Burnham & Anderson, 2002; Shaffer, 2004). Weighted parameter estimates and standard errors were used to calculate odd-ratios (OR's), their standard error (SE), and confidence intervals (CI's). We only interpreted variables whose CI's of OR's did not include one as recommended by Hosmer & Lemeshow (2000).

3.3 Results

We collected nest survival information for 220 nests including 47 for savannah sparrow, 62 for loggerhead shrike, 75 for white-winged dove, and 36 for western meadowlark (Table 3.1, Appendix A). The number of nests found per site ranged from 19 to 33. White winged doves were common in all study sites with the highest nest abundance per site each year in agricultural sites (mean=9.25, se=1.03), and a notably smaller nest abundance in savannah sites (mean=4.0, se=1.05) and grassland sites (mean=4.0, se=1.16; Table 3.1, Appendix A). Although adult western meadowlarks were common in all three habitat types, nests of this species were not found in agriculture sites (Table 3.1, Appendix A) in spite of intensive search effort. Finally, number of nests of both loggerhead shrike and savannah sparrow were quite similar among habitat types (Table 3.1, Appendix A). Average number of fledglings per nest of savannah sparrow, loggerhead shrike, and white-winged dove was notably smaller in agriculture sites compared to shortgrass steppes and savannah-type grassland (Table 3.2, Appendix A). On the other hand, fledglings per successful nest varied little among habitat types (Table 3.2, Appendix A).

No nests were found during either the nest-building or egg-laying stages. For the shortgrass steppe and savannah-type grassland sites, the primary cause of nest mortality was predation, and trampling by cattle caused the failure of < 1 % of all nests in these habitat types. In agricultural sites, ploughing accounted for most of nest failure (78 %), and predation for the remaining 22%.

The best support for time-effects models explaining nest survival were the quadratic date effects for loggerhead shrike ($\Delta AIC=0$, $w_i=0.508$) and savannah sparrow ($\Delta AIC=0$, $w_i=0.253$), constant survival and linear date effects for western meadowlark ($\Delta AIC=0$ and 0.36, $w_i=0.26$ and 0.21), and linear date effects for white-winged dove ($\Delta AIC=0$, $w_i=0.341$). For the analysis incorporating both habitat type effects and time effects, Hosmer & Lemeshow's (2000) goodness-of-fit tests indicated that the global models fit the observed values for all species ($X^2 = 0.999$, $df = 9$, and $P > 0.05$ for all four species).

Both habitat type and temporal effects were independent variables present in at least one of the top models $\Delta AIC < 2$ for every single bird species analyzed (Table 3.3, Appendix A). Nest survival of savannah sparrow and loggerhead shrike increased slightly at the beginning and decreased at the end of the breeding season, though confidence intervals were quite large. No additional independent variables for these two species had OR's whose CI's did not include one. White-winged dove nest survival was lower for nests in agricultural sites compared to those in savannah-type grasslands and shortgrass steppe sites, though confidence intervals were large (Fig 3.1a, Appendix B). Nest survival for this species increased as the breeding season progressed, and confidence intervals also increased as the breeding season progressed (Fig. 3.1b, Appendix B). For western meadowlark, constant survival received the best support. Although models including temporal and habitat effects received support equivalent to the best-supported model (Table 3.3, Appendix A), CI's of OR's suggested that none of the variables that were measured influenced nest survival of western meadowlark.

3.4 Discussion

We did not find the predicted lower nesting success in more human-modified agricultural fields and overgrazed savannah-type grasslands compared with more natural shortgrass steppe, although there were some negative effects of conversion of grasslands to agricultural lands on white-winged doves. Previous studies have reported negative effects of shrub-encroached savannah-type grasslands on breeding birds (Rosenstock & Van Riper III, 2001; Shochat *et al.*, 2005a,b). However, other studies have found no or minor effects (Bowen & Kruse, 1993; Granfors *et al.*, 1996; Kruse & Bowen, 1996; Fondel & Ball, 2004). We did not assess the effects of several variables including nest concealment, vegetation cover within study sites, predators and other prey, and edges. Variation in some of these could have diluted possible habitat effects, and accounted for the large within-habitat variation in white-winged dove nest survival that we recorded. Therefore, we cannot completely eliminate the possibility that nest survival of grassland nesting bird species in central Mexico varies among habitats without conducting more comprehensive studies with larger sample sizes allowing simultaneous examination of several interacting variables. Within-habitat variation of some of these effects should be the focus of future studies.

Date effects were included in at least one of the top nest success models for every single bird species analyzed. We found some evidence that savannah sparrow and loggerhead shrike nest survival increased at the beginning and decreased at the end of the breeding season, although confidence intervals were quite large. On the other hand, nesting success of white-winged dove increased throughout the entire breeding season. Recent studies reported linear (not quadratic) date effects in grassland-nesting birds (Davis, 2005; Grant *et al.*, 2005). Patterns of within-season variation in nest success may result from temporal changes in animal community composition, and thus abundances and/or activity patterns of nest predators (reviewed in Grant *et al.*, 2005), and/or other prey species (Ackerman, 2002). Some of these variables could be responsible for the quadratic effects that we observed. Also in contrast with findings of recent studies of grass-nesting birds (Davis, 2005; Grant *et*

al., 2005; Davis *et al.*, 2006), we did not record substantial changes in nest survival with nest age indicating that other variables that we did not consider (see above) had stronger influences in our study areas.

The nesting period in our study area was delayed until early June in 2004 compared to 2005 when nesting began in late March. This remarkable difference in nesting time is most likely related to inter-annual differences in precipitation; 2004 was wetter (688 mm year total), and 2005 was drier (284 mm year total) than the overall mean annual precipitation (350 mm). Semiarid ecosystems such as these grasslands are highly dynamic in part because of the high spatiotemporal variation in precipitation (Winter *et al.*, 2005). The first rain event in 2005 occurred in March 18 whereas in 2004 it was in early July. Therefore it is not total annual precipitation but rather the date of the first rain that may trigger the beginning of the breeding season. Although no previous study has recorded similar correlations between nest initiation and distribution of rain events, previous research has documented that under severe droughts nesting may terminate early, and bird densities, species richness, hatching success, number of young fledged per successful nest, and nesting success remain low compared to wetter years (George *et al.*, 1992). In addition, it has recently been shown that climate change may induce early laying (reviewed in Crick, 2004). The potential effects of the size and timing of individual precipitation events on breeding birds of desert grasslands of central and northern Mexico need further study. Some previous studies have reported important year effects on nest survival (Davis, 2005; Davis *et al.*, 2006), whereas others have not recorded such an effect (Grant *et al.*, 2005). Because our study included only two years, it was difficult to evaluate such year effects as those reported by Davis (2005), and Davis *et al.* (2006). However, given the large disparity in precipitation and nesting times it is very likely that there is a strong year effect that should be investigated by future long-term studies.

Based on our results, it appears that habitat type influenced nest presence-absence and abundance patterns. The white-winged dove, a species that is widespread through central Mexico showed apparent nesting preferences for

agricultural lands. In contrast, western meadowlarks seemed to avoid agricultural sites for nesting. Hence, extensive conversion of shortgrass steppe to rainfed agriculture in desert grasslands of central and northern Mexico in the past may have substantially increased breeding habitat for some bird species at the expense of others and thus led to shifts in species abundance. This change in land use may jeopardize some populations of bird species nesting in the grassland biome in Mexico. Moreover, because ploughing contributed substantially to nest mortalities and to lower number of fledglings per nest in agricultural sites, conservative management actions and limited-ploughing policies should be implemented to minimize these losses. Perhaps adjusting ploughing times, establishing protected grassland corridors, and reducing land conversion to agriculture in both private and communal (“ejidos”) lands may be management options that could potentially minimize nest failures, reverse the current habitat decline and enhance conservation of grassland-nesting birds.

Conclusiones Generales

Durante el desarrollo del presente estudio se evaluó la respuesta de comunidades y poblaciones de aves de pastizal a los cambios de uso del suelo del pastizal mediano abierto con bajas presiones de pastoreo en el que las densidades de especies arbustivas y arbóreas son bajas a: 1) pastizal arbosufrutescente con altas densidades de ganado en las que las densidades de especies arbustivas y arbóreas son altas, y 2) tierras agrícolas con cultivos anuales. La respuesta de las aves a los cambios en el uso del suelo varió a diferentes niveles de organización.

A nivel de comunidades de aves, se observó que en la zona de estudio existe una alta diversidad avifaunística debida a un alto recambio de especies entre los tres tipos de hábitat estudiados. Sin embargo el cambio de uso del suelo podría perjudicar a algunas especies ya que se disminuye el hábitat disponible para algunas especies que únicamente ocurren en hábitats poco alterados, mientras que otras especies oportunistas se benefician.

A nivel de poblaciones, una especie (*Passerculus sandwichensis*) alcanzó sus mayores densidades en sitios de pastizal con bajas presiones de pastoreo, mientras que otras especies no responden en densidad a los cambios de uso del suelo. Sin embargo, también dentro del nivel de organización de poblaciones, al menos algunos factores demográficos de las poblaciones pueden ser influidos por los cambios de uso del suelo. En este caso, algunas especies que no respondieron en los niveles de presencia/ausencia, y/o densidad, si fueron sensibles en aspectos reproductivos. Tal es el caso de *Zenaida asiatica* cuyas tasas de éxito reproductivo fueron menores en sitios agrícolas que en pastizales medianos abiertos y pastizales arbosufrutescente. También existen otras especies como *Sturnella neglecta*, y *Eremophila alpestris* que aunque fueron registradas en los tres tipos de hábitat estudiados, no anidaron en alguno de los hábitats modificados, ya que la primera especie no anidó en sitios agrícolas, y la segunda únicamente anidó en sitios de pastizal mediano abierto.

En general, los resultados nos llevan a concluir que los cambios en el uso del suelo en pastizales desérticos del norte y centro de México han influido a especies

dependientes de pastizales a diferentes niveles de organización, y por lo tanto las estrategias de manejo en tierras privadas y en tierras comunales (ejidos) que disminuyan el área de tierras dedicadas a agricultura y que disminuyan las cargas animales en agostaderos contribuirán a la conservación de aves de pastizal.

Otro aspecto que abordó el presente trabajo fue el de comparar dos métodos, el de transecto en línea y el de conteos puntuales, para estimar la riqueza de especies y densidades poblacionales de aves. El transecto en línea apoyándose en la capacidad visual y auditiva puede ser un buen método que permita registrar el mayor número de especies de aves en ecosistemas de pastizal donde es posible registrar un número alto de especies, sin embargo, para registrar el mayor número de especies posibles, este método puede ser suplementado con conteos puntuales. Ambos métodos a una distancia de 50 m permiten detectar la mayoría de las especies y a distancias mayores a esta la detección de nuevas especies disminuye.

Futuros estudios deberán enfocarse a determinar como cambia la sobrevivencia de aves de pastizal entre distintos tipos de hábitat del pastizal mediano abierto. Este tipo de información puede obtenerse mediante estudios a largo plazo (3 a 7 años) que utilicen marcaje y recaptura y apliquen modelos de captura y recaptura. Además, sería apropiado comparar poblaciones y comunidades de aves entre sitios con diferentes cargas animales, y pastizales prístinos que son mantenidos por las actividades de herbívoros como perritos llaneros (*Cynomis mexicanus*).

Referencias

- Aguado-Santacruz G. A., and E. Garcia-Moya. 1998. Environmental factors and community dynamics at the southernmost part of the North American Graminetum-I. On the contribution of climatic factors to temporal variation in species composition. *Plant Ecology* 135:13-29.
- Ackerman J. T. 2002. Of mice and mallards: positive indirect effects of coexisting prey on waterfowl nest success. *Oikos* 99: 469-480.
- Anderson B. W., and R. D. Ohmart. 1981. Comparisons of avian census results using variable distance transect and variable circular plot techniques. *Studies in Avian Biology* 6:186-192.
- Askins R. A. 1993. Populations trends in grassland, shrubland, and forest birds in eastern North America. *Current Ornithology* 11:1-34.
- Askins, R. A., Chávez-Ramírez, F., Dale, B. C., Haas, C. A., Herkert, J. R., Knopf, F. L. and Vickery, P. D. 2007. Conservation of Grassland Birds in North America: Understanding Ecological Processes in Different Regions. Report of the AOU Committee on Conservation. *Ornithological Monographs* No. 64: 46 pp.
- Balmer, O. 2002. Species Lists in Ecology and Conservation: Abundances Matter. *Conser. Biol.* 16(4): 1160-1161.
- Barrett G. W., N. L. Rodenhouse, and P. J. Bohlen. 1990. Role of sustainable agriculture in rural landscape. In Edwards C. A., R. Lal, P. Madden, R. H. Miller, G. House [EDS.]. *Sustainable agricultural systems*. Soil and Water Conservation Society, Ankeny, Ia. p. 624-636.

Beason, R. C. 1995. Horned Lark (*Eremophila alpestris*). 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/195doi:10.2173/bna.195>.

Bednarz, J. C. 1995. Harris Hawk (*Parabuteo unicinctus*), 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/146doi:10.2173/bna.146>.

Bellar C. A., and A. D. Maccarone. 2002. The effects of prairie habitat loss and land-use changes on Loggerhead Shrike populations in Kansas. *Transactions of the Kansas Academy of Science* 105: 51-65.

Best, L. B., H. Campa III, K. E. Kemp, R. J. Robel, M. R. Ryan, J. A. Savidge, H. P. Weeks, Jr., and S. R. Winterstein. 1997. Bird abundance and nesting in CRP fields and cropland in the Midwest: A regional approach. *Wildlife Society Bulletin* 25:864-877.

Bojorges B., J. C. y López-Mata, L. 2005. Riqueza y diversidad de especies de aves en una selva mediana subperennifolia en el centro de Veracruz, México. *Acta Zool. Mex. (n.s.)* 21(1): 1-20.

Bojorges B., J. C. y López-Mata, L. 2006. Notas adicionales sobre la distribución de algunas especies de aves en Veracruz, México. *Cotinga* (en prensa).

- Bollinger E. K., T. A. Gavin, and D. C. McIntyre. 1988. Comparison of transects and circular plots for estimating bobolink densities. *Journal of Wildlife Management* 52:777-786.
- Bollinger E. K., P. B. Bollinger, and T. A. Gavin. 1990. Effects of hay-cropping on eastern populations of the Bobolink. *Wildlife Society Bulletin* 18:142-150.
- Bollinger, E. K., and T. A. Gavin. 1992. Eastern Bobolink populations: Ecology and conservation in an agricultural landscape. Pages 497-506 in *Ecology and Conservation of Neotropical Migrant Landbirds* (J. M. Hagan III and D. W. Johnson, Eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Bowen B.S., and A.D. Kruse. 1993. Effects of grazing by Upland Sandpipers in Southcentral North Dakota. *Journal of Wildlife Management* 57: 291-301.
- Briggs, J. M., A. K. Knapp, J. M. Blair, J. L. Heisler, G. A. Hoch, M. S. Lett, and J. K. McCarron. 2005. An ecosystem in transition: Causes and consequences of the conversion of mesic grassland to shrubland. *BioScience* 55:243-254.
- Brockway, D. G., and C. E. Lewis. 2003. Influence of deer, cattle grazing and timber harvest on plant species diversity in a longleaf pine bluestem ecosystem. *Forest Ecology and Management* 175:49-69.
- Brose, U. and Martínez, N. D. 2004. Estimating the species richness of species with variable mobility. *Oikos* 105(2):292-300.
- Buckland S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, and J. L. Laake. 1993. *Distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Chapman and Hall, London, U.K.

- Burnham K. P., and D. R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: A Practical Information-Theoretic Approach. Springer Verlag, New York.
- Burnham K. P. 1981. Summarizing remarks: Environmental influences. *Studies in Avian Biology* 6:324-325.
- Cade, T. J., and C. P. Woods. 1997. Changes in distribution and abundance of the Loggerhead Shrike. *Conservation Biology* 11:21-31.
- Capel S. 1992. Native warm season grasses for Virginia and North Carolina. Virginia Department of Game and Inland Fisheries.
- Carrie, N. R., R. O. Wagner, K. R. Moore, J. C. Sparks, E. L. Keith, and C. A. Melder. 2002. Winter abundance of and habitat use by Henslow's Sparrows in Louisiana. *Wilson Bulletin* 114:221-226.
- CEMEX. Cementos Mexicanos, S. A. de C. V. 1996. Diversidad de fauna mexicana. Eds. Agrupación Sierra Madre, S. C., Ímpetus Comunicación, S. A. de C. V., Redacta, S. A. México, D. F. 191 pp.
- Chapa-Vargas L., and S. K. Robinson. 2007. Nesting success of Acadian flycatchers (*Empidonax virens*) in floodplain forest corridors. *The Auk* 124(4): 1267-1280.
- Colwell, R. K. and J. A. Coddington. 1995. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. Royal Soc.* 345:101-118.

- Colwell, R. K. 2004. EstimateS. Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Simple. Version 7. User's Guide and application at: <http://viceroy.eed.uconn.edu/estiamtes>
- Colwell, R. K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>.
- Coppock, D. L., J. K. Detling, J. E. Ellis, and M. I. Dyer. 1983. Plant-herbivore interactions in a North American mixed-grass prairie. I. Effects of black-tailed prairie dogs on inter-seasonal aboveground plant biomass and nutrient dynamics and plant species diversity. *Oecologia* 56:1-9.
- COTECOCA. Comisión Técnico Consultiva para la Determinación de Coeficientes de Agostadero. 1979. Coeficientes de Agostadero de la República Mexicana. Estado de Jalisco. Tomo I. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. México, D.F. 159 p.
- Crick, H.Q.P. 2004. The impact of climate change on birds. *Ibis* 146(sup11): 48-56.
- Crooks K.R., and M.E. Soulé. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented forest. *Nature* 400: 563-566.
- Davis S. K. 2004. Area sensitivity in grassland passerines: effects of patch size, patch shape, and vegetation structure on bird abundance and occurrence in southern Saskatchewan. *Auk* 121: 1130-1145.

- Davis, S. K. 2004. Area sensitivity in grassland passerines: effects of patch size, patch shape, and vegetation structure on bird abundance and occurrence in southern Saskatchewan. *The Auk* 121:1130-1145.
- Davis S.K. 2005. Nest-site selection patterns and the influence of vegetation on nest survival of mixed-grass prairie passerines. *The Condor* 107:605-616.
- Davis S.K., M.R. Brigham, T.L. Shaffer, and P.C. James. 2006. Mixed-grass prairie passerines exhibit weak and variable responses to patch size. *The Auk* 123(3):807-821.
- Dawson D. G. 1981. Counting birds for a relative measure (index) of density. *Studies in Avian Biology* 6:12-16.
- Debinski, D., M., Holt, R., 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14(2):342-355.
- Desmond, M. J. 2004. Effects of grazing practices and fossorial rodents on a winter avian community in Chihuahua, Mexico. *Biological Conservation* 116:235-242.
- Dobkin D. S., and A. C. Rich. 1998. Comparison of line-transect, spot-map, and point-count surveys for birds in riparian habitats of the Great Basin. *Journal of Field Ornithology* 69: 430-443.
- Edwards, D. K., G. L. Dorsey, and J. A. Crawford. 1981. A comparison of three avian census methods, p. 170-176. In C. J. Ralph and J. M. Scott [eds.], *Estimating numbers of terrestrial birds*. *Studies Avian Biology* No. 6.

- Emlen J. T. 1977. Estimating breeding season bird densities from transect counts. *Auk* 94:455-468.
- Enemar A. 1959. On the determination of the size and composition of a passerine bird population during the breeding season. *Vår Fagelvärld Suppl* 2:1-114.
- Fletcher R. J. Jr, J. A. Dhundale, and T. F. Dean. 2000. Estimating non-breeding season bird abundance in prairies: a comparison of two survey techniques. *Journal of Field Ornithology* 71: 321-329.
- Fondell T. F., and I. J. Ball. 2004. Density and success of bird nests relative to grazing on western Montana grasslands. *Biological Conservation* 117:203- 213.
- Forman, R. T. T. 1995. *Land Mosaics: The Ecology of Landscape and Regions*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 54-65.
- Franzerb, K.E. 1981. A comparative analysis of territorial mapping and variable-strip transect censusing methods. *Studies in Avian Biology* 6: 164-169.
- Gauthier, D. A., and E. B. Wiken. 2002. Conservation of biodiversity in North America: The North American Conservation Database (NDAD). Pages 1480-1489 in *Managing Protected Areas in a Changing World* (S. Bondrup-Nielsen, N. W. P. Munro, G. Nelson, J. H. M. Willison, T. B. Herman, and P. Eagles, Eds.). Science and Management of Protected Areas Association, Wolfville, Nova Scotia.
- Gauthier D. A., A. Lafón, T. Toombs, J. Hoth, and E. Wiken. 2003. *Grasslands: Toward a North American Conservation Strategy*. Canadian Plains

Research Center, University of Regina, Regina, Saskatchewan, and Commission for Environmental Cooperation, Montreal Quebec, Canada.

Gibbons D.W., and R.D. Gregory. 2006. Birds. In Sutherland W. [Ed]. Ecological census techniques: A handbook. 2nd ed. Cambridge University Press. p. 308 – 350.

Granfors D. A., K. E. Church, and L. M., Smith. 1996. Eastern Meadowlarks nesting in rangelands and conservation reserve program fields in Kansas. *Journal of Field Ornithology* 67:222-235.

Grant, T. A., E. Madden, and G. B. Berkey. 2004. Tree and shrub invasion in northern mixedgrass prairie: Implications for breeding grassland birds. *Wildlife Society Bulletin* 32: 807-818.

Grant T.A., E.M. Madden. T.L. Shaffer, P.J. Pietz, G.B. Berkey, and N.J. Kardmas. 2006. Nest survival of Clay-colored and Vesper sparrows in relation to woodland edge in mixed-grass prairies. *Journal of Wildlife management* 70(3):691-701.

Grant T.A., T.L. Shaffer, E.M. Madden. and P.J. Pietz. 2005. Time-specific variation in passerine nest survival: new insights into old questions. *The Auk* 122(2): 661-672.

Greenwood R.J. 1986. Influence of striped skunk removal on upland duck nest success in North Dakota. *Wildlife Society Bulletin* 14: 6-11.

Grzybowski, J. A. 1982. Population structure in grassland bird communities during winter. *Condor* 84:137-152.

- Gustafson, R. J., Gardner, R. H. 1996. The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecology* 77:94-107.
- Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: From Island Biogeography to Landscape Ecology. *Ecological Applications* 12, 321-334.
- Halffter, G. 1998. Una estrategia para medir la biodiversidad a nivel de paisaje. Pp 3-17 en: G. Halffter (ed). *La diversidad biológica de Iberoamérica II. Acta Zoológica Mexicana n/s, Volumen especial:1-337.*
- Herkert J. R., D. W. Sample, and R. E. Warner. 1996. Management of Midwestern grassland for the conservation of migratory birds. In Thompson F. R. [EDS]. *Management of Midwestern landscapes for the conservation of Neotropical migratory birds. U.S. Department Agriculture Forest Service General Technician Report NC-187 p. 89-116.*
- Herkert J.H., D.L. Reinking, D.A. Wiedenfeld, M. Winter, J.L. Zimmerman, W.E. Jensen, E.J. Finck, R.R. Kofford, D.H. Wolfe, S.K. Sherrod, M.A. Jenkins, J. Faaborg, and S.K. Robinson. 2003. Effects of prairie fragmentation on the nest success of breeding birds in the midcontinental United States. *Conservation Biology* 17(2): 587-594.
- Herkert J. R. 1995. An analysis of Midwestern breeding bird population trends: 1966-1993. *American Midland Naturalist* 134:41-50.
- Herkert J. R. 1994. The effects of habitat fragmentation on Midwestern grassland bird communities. *Ecological Applications* 4:461-471.

- Herzog, S. K., Kessler, M. and Cahill, T. M. 2002. Estimating species richness of tropical bird communities from rapid assessment data. *Auk* 119(3):749-769.
- Holmes, R. T. and T. W. Sherry. 2001. Thirty-year bird population trends in an unfragmented temperate deciduous forest: Importance of habitat change. *Auk* 118: 589-609.
- Holt, R. D. 1997. From metapopulation dynamics to community structure: some consequences of environmental heterogeneity. In: *Metapopulation Dynamics: Ecology, Genetics, and Evolution*. Academic Press, San Diego, pp 146-165.
- Hosmer D. W., and S. Lemeshow. 2000. *Applied logistic regression* (2nd Edition). New York: Wiley.
- Howell, S. N. G., y S. Webb. 1995. *A guide to the birds of Mexico and Northern Central America*. Oxford University Press, USA.
- INE-SEMARNAT. 2006. México tercera comunicación nacional ante la convención marco de las naciones unidas sobre el cambio climático. Instituto Nacional de Ecología (INE-Semarnat) México, D.F.
- Ingold D. J. 2002. Use of a reclaimed stripmine by grassland nesting birds in east-central Ohio. *Ohio Journal of Science* 102: 56-62.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. 1981. *Síntesis Geográfica de Jalisco*. Secretaría de Programación y Presupuesto. México, D.F. p:122-128.

- INIP. Instituto Nacional de Investigaciones Pecuarias. 1980. Manual de Métodos de Muestreo de Vegetación. Serie Técnico-Científica 1(1):37-45.
- Järvinen O., R. A. Väisänen, and Y. Haila. 1977. Bird census results in different years, stages of the breeding season and times of the day. *Ornis Fennica* 54:108-118.
- Johnson R.G., and S. A. Temple. 1990. Nest predation and brood parasitism of tallgrass prairie birds. *Journal of Wildlife Management* 54:106-111.
- Johnson, D.D.P., R. Kays, P.G. Blackwell, and D.W. Macdonald. 2002. Does the resource dispersion hypothesis explain group living? *Trends in Ecology and Evolution* 17(12): 563-570.
- Johnson D.E., A.B Sargeant., and R.J. Greenwood. 1989. Importance of individual species of predators on nesting success of ducks in the Canadian prairie and pathole region. *Canadian Journal of Zoology* 67: 291-297.
- Kantrud H. A., and R. L. Kologiski.1982. Effects of soils and grazing on breeding birds of uncultivated upland grassland on the Northern Great Plains. US Fish and Wildlife Service, Wildlife Resource Report 15.
- Kattan, G. H., H. Alvarez-López y M. Giraldo. 1994. Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. *Conservation Biology* 8:138-146.
- Kleijn, D., F. Berendse, R. Smit, N. Gilissen, J. Smit, B. Brak, and R. Groeneveld. 2004. Ecological effectiveness of agri-environment schemes in different agricultural landscapes in The Netherlands. *Conservation Biology* 18: 775–786.

- Knopf F. L. 1994. Avian assemblages on altered grasslands. *Studies in Avian Biology* 15:247-257.
- Knopf E. L. 1994. Avian assemblages on altered grasslands. *Studies in Avian Biology* 15:247-257.
- Kruse A. D., and B. S. Bowen. 1996. Effects of grazing and burning on densities and habitats of breeding ducks in North Dakota. *Journal of Wildlife Management* 60:233-246.
- Lande, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76, 5-13.
- Lanyon W. E. 1957. The comparative biology of the Meadowlarks (*Sturnella*) in Wisconsin. Publications of Nuttall Ornithological Club 1, Cambridge, MA.
- Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Dirham, R. K., Stouffer, P. C., Gascon, C., Bierregaard, R. O., Laurance, S. G., Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-years investigation. *Conservation Biology* 16:605-618.
- Lee, S. M. and Chao, A. 1994. Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. *Biometrics* (50):88-97.
- Lloyd J.D., and T.E. Martin. 2005. Reproductive success of Chestnut-collared Langspurs in native and exotic grassland. *The Condor* 107: 363-374.

- Loredo-Osti, C. and S. Beltrán-López. 2001. Establecimiento y manejo del pasto Klein en el Altiplano Potosino. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, No. 24. p 17.
- Losos, J. B., Schluter, D. 2000. Analysis of an evolutionary species-area relationship. *Nature* 408: 847-850.
- Manolis J. C., D. E. Andersen, and F. J. Cuthbert. 2000. Uncertain nest fates in songbird studies and variation in Mayfield estimation. *The Auk* 117:615-626.
- Martin T. E. 1993. Nest predation among vegetation layers and habitat types: revising the dogmas. *American naturalist*. 141:897-913.
- Martin T. E., and G. R. Geupel. 1993. Nest-monitoring plots: Methods for locating nests and monitoring success. *Journal of Field Ornithology* 64:507-519.
- May, R. M. 1998. How many species on earth? *Science* 241: 1441-1449.
- Mc Aleece, N. 1997. BioDiversity Professional Beta 2.0. The Natural History Museum.
- McCarthy, C., T. Pella, G. Link, and M. A. Rumble. 1997. Greater Prairie Chicken nesting habitat, Sheyenne National Grassland, North Dakota. Pages 13-18 in *Conserving Biodiversity on Native Rangelands* (D. W. Uresk, G. L. Schenbeck, and J. T. O'Rourke, Eds.). U.S. Department of Agriculture, Forest Service General Technical Report RM-298.

- Mandujano, S. 1994. Conceptos generales del método de conteo de animales en transectos. *Ciencia* 45:203-211.
- Merriam, G., Henein, K., Stuart-Smith, K. 1991. Landscape dynamics models. In: Turner, M., Gardner, R. [Eds.], *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Springer, New York, pp. 399-416.
- Murphy M. T. 2003. Avian population trends within the evolving agricultural landscape of eastern and central United States. *Auk* 120: 20-34.
- O'Meara, T.E. 1981. A field test of two density estimators for transect data. *Studies in Avian Biology* 6: 193-196.
- Parker J. W. 1972. A mirror and a pole device for examining high nests. *Bird Banding* 43:216-218.
- Pavel V. 2004. The impact of grazing animals on nesting success of grassland passerines in farmland and natural habitats: a field experiment. *Folia Zoologica* 53(2):171-178.
- Peterjohn, B. G. 2003. Agricultural landscapes: Can they support healthy bird populations as well as farm products? *Auk* 120:14-19.
- Peterjohn B.G., and J.R. Sauer. 1999. Population status of North American grassland birds from the North American Breeding Bird Survey, 1966-1996. *Studies in Avian Biology* 19: 27-44.

- Petit, D R., L. J. Petit, V. A. Saab, and T. E. Martin. 1995. Fixed-Radius Point Counts in Forests : Factors Influencing Effectiveness and Efficiency. USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR-149, 49-56 pp.
- Pietz P.J., and D.A. Granfords. 2000. Identifying predators and fates of grassland passerine nests using miniature video cameras. *Journal of Wildlife Management* 64: 71-87.
- Pileou, E. C. 1984. The interpretation of ecological data. Wiley, New York.
- Pineda, E. y G. Halffter. 2004. Species diversity and habitat fragmentation: frogs in tropical montane landscape in Mexico. *Biological Conservation* 117:499- 508.
- Pulliam, H. R., Jr., J. B. Dunning, and J. Liu. 1992. Population dynamics in complex landscapes: A case study. *Ecological Applications* 2:165-177.
- Ralph C. J., and J. M. Scott. 1981. Estimating numbers of terrestrial birds. *Studies in Avian Biology* No. 6.
- Ralph C. J., and J. M. Scott. 1981. Estimating numbers of terrestrial birds. *Studies in Avian Biology* No. 6.
- Ralph C. J., J. R. Sauer, and S. Droege. 1995. Monitoring bird populations by point counts. Albany, CA. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station; General Technician Report PSW-GTR-149.
- Remsen, J. V. 1994. Use and misuse of bird lists in community ecology and conservation. *Auk* 111(1):225-227.

- Renfrew R. B., C. A. Ribic, and J. L. Nack. 2005. Edge avoidance by nest grassland birds: a futile strategy in a fragmented landscape. *The Auk* 122:630-636.
- Ricklefs R. E. 1969. An analysis of nesting mortality in birds. *Smithsonian Contributions to Zoology* 64:1835-1841.
- Riley T. Z., C. A. Davis, M. Ortiz, and M. J. Wisdom. 1992. Vegetative characteristics of successful and unsuccessful nest of lesser prairie chicken. *Journal of Wildlife Management* 33:122-125.
- Roberts, J.P., and G.D. Schnell. 2006. Comparison of survey methods for wintering grassland birds. *Journal of Field Ornithology* 77: 46-60.
- Robinson R. A., and W.J. Sutherland. 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39:157-176.
- Rogers C.M., and M.J. Caro. 1998. Song sparrow, top carnivores and nest predation: a test of the mesopredator release hypothesis. *Oecologia* 116: 27-233.
- Rosenstock S. S., D. R. Anderson, K. M. Giesen, T. Leukering, and M. F. Carter. 2002. Landbird count techniques: current practices and an alternative. *Auk* 119: 46-53.
- Rosenstock S.S., and C. Van Riper III. 2001. Breeding bird responses to juniper woodland expansion. *Journal of Wildlife Management* 54: 226-232.
- Rotella J., S. J. Dinsmore, and T. L. Shaffer. 2004. Modeling nest-survival data: a comparison of recently developed methods that can be implemented in MARK and SAS. *Animal Biodiversity and Conservation* 27:187-205.

- Rotella J., M. Taper, S. Stephens, and M. Lindberg. 2007. Extending methods for modeling heterogeneity in nest-survival data using generalized mixed models. *Studies in avian biology* No. 34:34-44
- Ryder R. A. 1986. Songbirds. In: Cooperrider A. Y., R. J. Boyd, H. R. Stuart [EDS]. *Inventory and monitoring of wildlife habitat*. U. S. Department Interior Bureau Land Manage Service Center. Denver, CO.
- Ryder R. A. 1980. Effects of grazing on birds habitats. In: DeGraff, R. M., Tilghman, N. G. (Eds.), *Management of Western forests and grasslands for nongame birds*. US Forest Service, Intermountain Research Station, pp. 51-66. Resource Paper INT-86.
- Rzedowsky J. 1978. *Vegetación de México*. Editorial LIMUSA, México DF.
- Saab V. A., C. E. Bock, T. D. Rich, and D. S. Dobkin. 1995. Livestock grazing effects in western North America. In: Martin, T. E., Finch, D. M. (Eds.), *Ecology and Management of Neotropical Migratory Birds: A Synthesis and Review of Critical Issues*. Oxford University Press, Oxford, New York, pp:311-353.
- SAS Institute Inc. 2005. *SAS/STAT user's guide*. SAS Inst. Inc., Cary, N.C. 1,028 pp.
- Schmidt K.A. 2003. Nest predation and population declines in Illinois songbirds: a case for mesopredator effects. *Conservation Biology* 17(4): 1141-1150.
- Schluter, D., R. E. Ricklefs. 1993. Species diversity: an introduction to the problem. In: Ricklefs, R. A., Schluter, D. (Eds.), *Species diversity in ecological communities: Historical and Geographical perspectives*. The University of Chicago Press, Chicago, pp. 1-10.

- Sedivec K.K. 1989. Effects of specialized grazing systems on upland nesting waterfowl production in South Central North Dakota. Thesis, North Dakota State University, Fargo.
- SEMARNAT. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2003. Informe de la Situación del Medio Ambiente en México, 2002. Compendio de Estadísticas Ambientales. México, D.F. 179-204.
- Sekercioglu, G.H., S.H. Schneider, J.P. Fay, and S.R. Loarie. 2007. Climate change, elevational range shifts, and bird extinctions. *Conservation Biology* 22(1): 140-150.
- Shaffer T. L. 2004. A unified approach to analyzing nest success. *The Auk* 121:526-540.
- Shankar, R. T. R. 2003. Assessment of census techniques for interspecific comparisons of tropical rainforest bird densities: a field evaluation in the Western Ghats, India. *Ibis* 145: 9-21.
- Sherry, T. W., and R. T. Holmes. 1992. Are populations of neotropical migrant birds limited in summer or winter? Implications for management. In: Finch D. M. and P. W. Stangel [EDS]. Status and management of neotropical migratory birds. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range. pp 47-57.
- Shochat E., M.A. Patten, D.W. Morris, D.L. Reinking, D.H. Wolfe, and S.K. Sherrod. 2005a. Ecological traps in isodars: effects of tallgrass prairie management on bird nest success. *Oikos* 111: 159-169.

- Shochat E., D.H. Wolfe, M.A. Patten, D.L. Reinking, and S.K. Sherrod. 2005b. Tallgrass prairie management and bird nest success along roadsides. *Biological Conservation* 121: 399-407.
- Shrubb, M. 1990. Effects of agricultural change on nesting lapwings *Vanellus vanellus* in England and Wales. *Bird Study* 37, 115-127.
- Söderström B., S. Kiema, and R. S. Reid. 2003. Intensified agricultural land-use and bird conservation in Burkina Faso. *Agriculture Ecosystem and Environment* 99:113-124.
- Sokal, R.R., and J.F. Rohlf. 1998. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. W. H. Freeman, New York, NY.
- Sosa-Escalante, J. E. Valoración y seguimiento de la biodiversidad: Implicaciones de conservación y manejo. <http://www.ine.gob.mx/dgoece/diplomado/download/sosa.pdf>.
- Stiles, F. G. and Bohórquez, C. I. 2000. Evaluando el estado de la Biodiversidad: el caso de la avifauna de la Serranía de las Quinchas, Boyacá, Colombia. *Caldasia* 22(1): 61-69.
- Tarvin K. A., M. C. Garvin, J. M. Jawor, and K. A. Dayer. 1998. A field evaluation of techniques used to estimate density of Blue Jays. *Journal of Field Ornithology* 69: 209-222.
- Terborgh, J., Robinson, S. K., Parker III, T. A., Munn, C. A., and Pierpont, N. 1990. Structure and organization of an Amazonian bird community. *Ecol. Monogr.* 60(2):213-238.

Thomas, L., Laake, J.L., Strindberg, S., Marques, F.F.C., Buckland, S.T., Borchers, D.L., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Hedley, S.L., Pollard, J.H., Bishop, J.R.B. and Marques, T.A. 2006. Distance 5.0. Release 2. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>

Thompson W. L. 2002. Towards reliable bird surveys: accounting for individuals present but no detected. *Auk* 119: 18-25.

Tilghman, N.G., and D.H. Rusch. 1981. Comparison of line-transect methods for estimating breeding bird densities in deciduous woodlots. *Studies in Avian Biology* 6: 202-208

Tilman, D., Lehman, C. L., Kareiva, P. 1997. Population dynamics in spatial habitats. In: Tilman, D., Kareiva, P. [Eds.], *Spatial Ecology - The Role of Space in Population Dynamics and Interspecific Interactions*. Princeton University Press, New Jersey, pp 3-20.

Toti, D. S., Coyle, F. A. and Miller, J. A. 2000. A structured inventory of Appalachian grass bald and heath bald spider assemblage and a test of species richness estimator performance. *J. Arachnol.* 28:329-345.

U.S. Department of Agriculture. 1996. *Sampling Vegetation Attributes*, Interagency technical reference. Bureau of Land Management's pp:70-77.

Veech, J. A., Summerville, K. S., Crist, T. O., Gering, J.C. 2002. The additive partitioning of species diversity.: recent revival of an old ides. *Oikos* 99, 3-9.

Verner, J. 1985. Assessment of counting techniques. *Current Ornithology* 2:247- 302.

- Verner J., and L. V. Ritter. 1985. A comparison of transects and point counts in oak pine woodlands of California. *Condor* 87:46-68.
- Vickery P. D., P.L. Tubaro, J.M:C. daSilva, B.G. Peterjohn, J.R. Herkert, and R.B. Cavalcanti. 1999. Conservation of grassland birds in the western hemisphere. *Studies in Avian Biology* 19:2-26.
- Vickery P. D., M. L. Hunter, Jr., and J. V. Wells. 1992. Evidence of incidental nest predation and its effects on nests of threatened grassland birds. *Oikos* 63:281-288.
- Walther, B. A. and Morand, S. 1998. Comparative performance of species richness estimation methods. *Parasitology* 116(4): 395-405.
- Walther, B. A. and Martin, J. L. 2001. Species richness estimation of bird communities: How to control for sampling effort? *Ibis* 143(3): 413-419.
- Wagner, H. H., Wildi, O., Ewald, K. C. 2000. Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. *Landscape Ecology* 15:219-227.
- Warner, R. E. 1994. Agricultural land use and grassland habitat in Illinois: future shock for Midwestern birds. *Conservation Biology* 8:147-156.
- Wiens, J. A. 1997. Metapopulation dynamics and landscape ecology. In: Hanski, I., Gilpin, M. E. [Eds.], *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution*. Academic Press, San Diego, pp 43-60.

- Wilson, D. E. & D. M. Reeder (eds). 1993. Mammal species of the world. A taxonomic and geographic reference. Smithsonian Institution Press – American Society of Mammalogists, Washington, D.C.
- Wilson R. R., D. J. Twedt, and A. B. Elliott. 2000. Comparison of line transect and point count for monitoring spring migration in forest wetlands. *Journal of Field Ornithology* 71: 345-355.
- Wilson R. R., and R. Cooper. 1998. Breeding biology of Acadian Flycatchers in a bottomland hardwood forest. *Wilson Bulletin* 110:226-232.
- Winter M. D.H. Johnson and J.A. Shaffer. 2005. Variability in vegetation effects on density and nesting success of grassland birds. *Journal of Wildlife Management* 69(1): 185-197.
- Winter M., and J. Faaborg. 1999. Patterns of area sensitivity in grassland-nesting birds. *Conservation Biology* 13: 1424-1436.
- Winter M., D.H. Johnson, and J. Faaborg. 2000. Evidence of edge effects on multiple levels in tallgrass prairie. *The Condor* 102:256-266.
- Zimmerman, J. L. 1992. Density-independent factors affecting the avian diversity of the tallgrass prairie community. *Wilson Bulletin* 104: 85-94.

Anexo A
Datos de Diversidad, Densidad y Éxito Reproductivo

Appendix A
Diversity, Density and Nest success data

Tabla 1.1 Lista de especies observadas en la región de Los Llanos de Ojuelos, Jalisco, México durante los años 2004 y 2005.

Taxón	Estatus	Abundancia	Pastizal Abierto	Arbosufrutescente	Agricultura
ANSERIFORMES					
ANATIDAE					
<i>Anas americana</i>	W	C	X		
<i>Anas clypeata</i>	W	C	X		
<i>Anas acuta</i>	W	C	X		X
<i>Bucephala albeola</i>	W	F - C	X		X
GALLIFORMES					
ODONTOPHORIDAE					
<i>Callipepla squamata</i>	PR	C	X		
CICONIIFORMES					
ARDEIDAE					
<i>Bubulcus ibis</i>	W	F - C		X	X
THRESKIORNITHIDAE					
<i>Plegadis chihi</i>	W	F - U	X		X
FALCONIFORMES					
CATHARTIDAE					
<i>Cathartes aura</i>	PR	C	X	X	X
ACCIPITRIDAE					
<i>Elanus leucurus</i>	PR	C		X	
<i>Parabuteo unicinctus</i>	PR	F		X	

Tabla 1.1 Continuación.

<i>Buteo nitidus</i>	PR	C	X	X	
<i>Buteo albicaudatus</i>	PR	F - U	X	X	X
<i>Buteo jamaicensis</i>	PR	C	X	X	X
FALCONIDAE					
<i>Caracara cheriway</i>	PR	F	X	X	X
<i>Falco sparverius</i>	PR	F - U	X	X	X
CHARADRIIFORMES					
CHARADRIIDAE					
<i>Charadrius vociferus</i>	W	F - C	X		X
SCOLOPACIDAE					
<i>Gallinago gallinago</i>	W	C	X		
<i>Tringa melanoleuca</i>	W	C	X		
LARIDAE					
<i>Larus delawarensis</i>	W	F - C	X		
COLUMBIFORMES					
COLUMBIDAE					
<i>Zenaida asiatica</i>	PR	C		X	X
CUCULIFORMES					
CUCULIDAE					
<i>Geococcyx californianus</i>	PR	U		X	

Tabla 1.1 Continuación.

STRIGIFORMES					
STRIGIDAE					
<i>Bubo virginianus</i>	PR	F - U		X	
<i>Athene cunicularia</i>	W	U - F			X
CAPRIMULGIFORMES					
CAPRIMULGIDAE					
<i>Phalaenoptilus nuttallii</i>	PR	C	X		
PICIFORMES					
PICIDAE					
<i>Melanerpes aurifrons</i>	PR	C		X	X
<i>Picoides scalaris</i>	PR	C		X	
<i>Colaptes auratus</i>	PR	C		X	
PASSERIFORMES					
TYRANNIDAE					
<i>Contopus sordidulus</i>	SR	F - U		X	X
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	PR	C	X	X	X
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	PR	F - C		X	
<i>Sayornis saya</i>	W	C		X	X
LANIIDAE					
<i>Lanius ludovicianus</i>	PR	C	X	X	X
CORVIDAE					
<i>Aphelocoma ultramarina</i>	PR	C		X	

Tabla 1.1 Continuación.

<i>Corvus cryptoleucus</i>	PR	C	X	X	X
ALAUDIDAE					
<i>Eremophila alpestris</i>	W	F - U	X		X
HIRUNDINIDAE					
<i>Hirundo rustica</i>	FR	C		X	X
TROGLODYTIDAE					
<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>	PR	C	X	X	X
CINCLIDAE					
<i>Cinclus mexicanus</i>	W	U		X	X
SYLVIIDAE					
<i>Polioptila melanura</i>	PR	C			X
MIMIDAE					
<i>Mimus polyglottos</i>	FR	F - C		X	X
<i>Toxostoma curvirostre</i>	PR	C	X	X	X
MOTACILLIDAE					
<i>Anthus rubescens</i>	W	C	X	X	X
PTILOGONATIDAE					
<i>Phainopepla nitens</i>	W	F - C		X	X

Tabla 1.1 Continuación.

THRAUPIDAE						
<i>Piranga flava</i>	PR	C			X	X
EMBERIZIDAE						
<i>Pipilo fuscus</i>	PR	C	X		X	X
<i>Spizella atrogularis</i>	W	F - C	X		X	X
<i>Chondestes grammacus</i>	W	F - U	X		X	X
<i>Amphispiza bilineata</i>	PR	C	X		X	X
<i>Amphispiza belli</i>	PR	C	X		X	X
<i>Passerculus sandwichensis</i>	PR	C	X		X	X
<i>Ammodramus savannarum</i>	W	F - C	X		X	X
ICTERIDAE						
<i>Sturnella neglecta</i>	PR	C	X		X	X
<i>Quiscalus mexicanus</i>	PR	C			X	X
<i>Molothrus ater</i>	W	F - C				X
FRINGILLIDAE						
<i>Carpodacus mexicanus</i>	PR	C			X	X
PASSERIDAE						
<i>Passer domesticus</i>	PR	F - C	X		X	X

PR = Residente permanente, W = Invernal, C = Común, F = Bastante común, U = Poco frecuente.

Tabla 1.2 Diversidad alfa, beta y gama de especies de aves registradas en la región de los Llanos de Ojuelos, Jalisco, durante el año 2004.

Especies	Mata	Mesa	Viborillas	Cuervos	Domingo	Victoria	Agrícola		Vaquerías
							1	2	
<i>Anas americana</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Anas clypeata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anas acuta</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Bucephala albeola</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Callipepla squamata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Bubulcus ibis</i>	1	0	1	0	1	1	0	0	0
<i>Plegadis chihi</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Cathartes aura</i>	0	1	1	0	0	1	0	0	0
<i>Elanus leucurus</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	1
<i>Parabuteo unicinctus</i>	1	1	1	0	1	1	1	0	1
<i>Buteo nitidus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Buteo albicaudatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Buteo jamaicensis</i>	1	1	1	0	1	1	1	1	1
<i>Caracara cheriway</i>	1	1	1	0	1	1	1	0	1
<i>Falco sparverius</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Charadrius vociferus</i>	1	1	0	0	1	1	0	0	1
<i>Gallinago gallinago</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Larus delawarensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Zenaida asiatica</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Geococcyx californianus</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Bubo virginianus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Athene cunicularia</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Phalaenoptilus nuttallii</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0

Tabla 1.2 Continuación

<i>Melanerpes aurifrons</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Picoides scalaris</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Colaptes auratus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Contopus sordidulus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	0
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	1	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Sayornis saya</i>	1	0	1	0	1	0	0	1	1
<i>Lanius ludovicianus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Aphelocoma ultramarina</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Corvus cryptoleucus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Eremophila alpestris</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Hirundo rustica</i>	0	1	0	1	0	1	1	1	0
<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>	0	0	1	1	1	1	1	0	0
<i>Cinclus mexicanus</i>	1	1	0	1	1	1	1	0	1
<i>Polioptila melanura</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Mimus polyglottos</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Toxostoma curvirostre</i>	1	1	1	1	1	1	1	0	1
<i>Anthus rubescens</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Phainopepla nitens</i>	1	0	0	0	1	1	1	0	0
<i>Piranga flava</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pipilo fuscus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spizella atrogularis</i>	1	0	1	0	0	1	0	1	0
<i>Chondestes grammacus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Amphispiza bilineata</i>	1	1	1	0	1	1	1	1	1
<i>Passerculus sandwichensis</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ammodramus savannarum</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Sturnella neglecta</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Tabla 1.2 Continuación

<i>Quiscalus mexicanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Molothrus ater</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	1
<i>Carpodacus mexicanus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Passer domesticus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Diversidad Alfa (por sitio)	28	22	26	16	26	31	23	14	22
Diversidad alfa (por hábitat)		38			39			31	
Diversidad Beta (entre sitios)	Mata vs. Mesa	Mata vs. Vibo.	Mesa vs. Vibo.	Cuer. vs. Dom.	Cuer. vs. Vict.	Dom. vs. Vict.	Agr1 vs. Agr2	Agr1 vs. Vaq.	Agr2 vs. Vaq.
	12	18	16	18	21	15	13	15	14
Diversidad Beta (entre hábitats)	Pastizal vs Arbosufrutescente			Pastizal vs Agrícola		Arbosufrutescente vs Agrícola			
	25			19		24			
Diversidad Gama	38 especies			39 especies		31 especies			
Índice de Shannon (por sitio)	2.42	2.42	2.42	2.29	2.33	2.34	2.17	2.23	2.23
Índice Shannon (por hábitat)		0.45			0.44			0.54	
Índice de Whittaker (entre sitios)	Mata vs. Mesa	Mata vs. Vibo.	Mesa vs. Vibo.	Cuer. vs. Dom.	Cuer. vs. Vict.	Dom. vs. Vict.	Agr1 vs. Agr2	Agr1 vs. Vaq.	Agr2 vs. Vaq.
	44	37	48	21	15	4	36	20	36

Tabla 1.2 Continuación

Índice de Whittaker (entre hábitats)	Pastizal vs arbosufrutescente			Pastizal vs Agrícola			Arbosufrutescente vs Agrícola		
	23			23			31		
Índice de Schluter y Ricklefs	3			3			3		
Complementariedad (entre sitios)	0.39	0.50	0.50	0.60	0.62	0.42	0.52	0.50	0.56
Complementariedad (entre hábitats)	0.49			0.43			0.51		

Tabla 1.3 Diversidad alfa, beta y gama de las especies de aves registradas en la región de los Llanos de Ojuelos, Jalisco, durante el año 2005.

Especies	Mata	Mesa	Viborillas	Cuervos	Domingo	Victoria	Agrícola 1	Agrícola 2	Vaquerías
<i>Anas americana</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	0
<i>Anas clypeata</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Anas acuta</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Bucephala albeola</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Callipepla squamata</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	1
<i>Bubulcus ibis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Plegadis chihi</i>	1	0	1	0	0	1	0	0	1
<i>Cathartes aura</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	1
<i>Elanus leucurus</i>	1	1	1	1	1	0	1	1	1
<i>Parabuteo unicinctus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Buteo nitidus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Buteo albicaudatus</i>	0	0	0	1	1	1	1	1	1
<i>Buteo jamaicensis</i>	0	0	0	1	1	1	1	1	1
<i>Caracara cheriway</i>	0	1	0	1	1	1	1	1	1
<i>Falco sparverius</i>	1	1	1	0	1	1	1	0	1
<i>Charadrius vociferus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Gallinago gallinago</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Larus delawarensis</i>	0	0	0	1	1	1	1	1	1
<i>Zenaida asiatica</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Geococcyx californianus</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	1
<i>Bubo virginianus</i>	0	0	0	1	1	1	1	1	1
<i>Athene cunicularia</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Phalaenoptilus nuttallii</i>	0	1	1	1	1	0	0	1	0

Tabla 1.3 Continuación.

<i>Melanerpes aurifrons</i>	1	1	1	0	1	0	0	0	1
<i>Picoides scalaris</i>	1	1	1	0	1	0	0	0	1
<i>Colaptes auratus</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	1
<i>Contopus sordidulus</i>	0	1	0	1	1	1	1	1	1
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	0	0	0	1	1	1	1	1	1
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	1	1	0	0	0	1	0	0	1
<i>Sayornis saya</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Lanius ludovicianus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Aphelocoma ultramarina</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Corvus cryptoleucus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Eremophila alpestris</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Hirundo rustica</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>	0	0	0	1	1	1	1	1	1
<i>Cinclus mexicanus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Polioptila melanura</i>	0	0	0	1	1	1	0	0	0
<i>Mimus polyglottos</i>	1	1	0	1	1	1	0	0	0
<i>Toxostoma curvirostre</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Anthus rubescens</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Phainopepla nitens</i>	0	0	0	0	1	0	1	1	1
<i>Piranga flava</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Pipilo fuscus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Spizella atrogularis</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	1
<i>Chondestes grammacus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Amphispiza bilineata</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Amphispiza belli</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Tabla 1.3 Continuación.

<i>Passerculus sandwichensis</i>	1	1	0	0	0	1	0	0	1
<i>Ammodramus savannarum</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Sturnella neglecta</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Quiscalus mexicanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Molothrus ater</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	1
<i>Carpodacus mexicanus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Passer domesticus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Diversidad Alfa (por sitio)	30	31	30	34	40	38	34	31	44
Diversidad Alfa (por hábitat)		37			47			46	
Diversidad Beta (entre sitios)	Mata vs. Mesa	Mata vs. Vibo.	Mesa vs. Vibo.	Cuer. vs. Dom.	Cuer. vs. Vict.	Dom. vs. Vict.	Agr1 vs. Agr2	Agr1 vs. Vaq.	Agr2 vs. Vaq.
	7	8	11	10	12	12	5	12	17
Diversidad Beta (entre hábitats)	Pastizal vs Arbosufrutescente			Pastizal vs Agrícola			Arbosufrutescente vs Agrícola		
	20			19			9		
Diversidad Gama	37 especies			47 especies			46 especies		
Índice de Shannon (por sitio)	2.47	2.51	2.51	2.48	2.51	2.52	2.20	2.25	2.26
Índice de Shannon (por hábitat)		0.54			0.44			0.45	
Índice de Whittaker (entre sitios)	Mata vs. Mesa	Mata vs. Vibo.	Mesa vs. Vibo.	Cuer. vs. Dom.	Cuer. vs. Vict.	Dom. vs. Vict.	Agr1 vs. Agr2	Agr1 vs. Vaq.	Agr2 vs. Vaq.
	7	9	9	12	14	8	18	7	10

Tabla 1.3 Continuación

	Pastizal vs arbosufrutecente			Pastizal vs Agrícola			Arbosufrutecente vs Agrícola		
Índice de Whittaker (entre hábitats)	31			22			23		
Índice de Schluter y Ricklefs	3			3			3		
Complementariedad (por sitio)	0.07	0.07	0.14	0.11	0.08	0.18	0.03	0.20	0.28
Complementariedad (entre hábitats)	0.38			0.40			0.18		

Table 2.1 Bird species observed (X) with the line transect (LT) and point count (PC) methods in three different land use types.

Family	Shortgrass		Savannah		Agriculture	
	LT	PC	LT	PC	LT	PC
Charadriidae						
<i>Charadrius vociferous</i>		X			X	X
Picidae						
<i>Melanerpes aurifrons</i>	X	X	X			
Tyrannidae						
<i>Pyrocephalus rubinus</i>			X	X	X	X
Laniidae						
<i>Lanius ludovicianus</i>	X	X	X	X	X	X
Alaudidae						
<i>Eremophila alpestris</i>		X	X	X		X
Troglodytidae						
<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>		X	X	X	X	X
Mimidae						
<i>Mimus polyglottos</i>					X	X
<i>Toxostoma curvirostre</i>	X	X	X	X	X	X
Emberizidae						
<i>Spizella atrogularis</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Chondestes grammacus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Amphispiza bilineata</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Amphispiza belli</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Passerculus sandwichensis</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Ammodramus savannarum</i>	X	X	X	X	X	X
Ictiridae						
<i>Sturnella neglecta</i>					X	X
<i>Molotrus ater</i>	X	X	X	X	X	X

Table 2.1 Continued.

Passaridae							
<i>Passer domesticus</i>				X	X	X	X
Total number of species detected with							
each count method	10	12	13	13	15	16	
Detected with both methods	9		12		15		
Detected with LT only	1		1		0		
Detected with PC only	3		1		1		
TOTAL number of species in land use	13		14		16		
type							

Table 2.2 Bird densities (#/ha /standard error) estimated for Savannah Sparrow, Loggerhead shrike, Western Meadowlark, all remaining species using the line transect (LT) and point count (PC) method in three land use types at two seasons.

Species	Agriculture				Grassland				Savannah			
	Winter 2004		Spring 2005		Winter 2004		Spring 2005		Winter 2004		Spring 2005	
	LT	PC	LT	PC	LT	PC	LT	PC	LT	PC	LT	PC
<i>P. sandwichensis</i>	1.1 /0.23	45.5 /9.61	1.1 /0.23	30.4 /6.42	2.7 /0.57	27.3 /5.76	2.3 /0.49	23.0 /4.86	1.4 /0.29	61.3 /12.94	1.3/0.28	25.7 /5.42
<i>L. ludovicianus</i>		2.23 /0.78		1.4 /0.49		0.85 /0.30		1.70 /0.59		1.817 /0.63		2.00 /0.70
<i>S. neglecta</i>	0.01 /0.001	0.1 /0.18	0.01 /0.001	1.04 /1.67	0.012 /0.02	0.83 /1.3	0.01 /0.01	0.20 /0.32	0.04 /0.06	1.34 /2.1	0.04 /0.06	2.06 /3.3
All species	0.12 /0.06	6.23 /3.53	0.19 /0.11	5.55 /3.15	0.22 /0.13	4.70 /2.67	0.13 /0.07	6.03 /3.42	0.17 /0.09	8.73 /4.95	0.27 /0.15	16.5 /9.37

Table 3.1. Number of nests found and nesting characteristics observed for four bird species at Llanos de Ojuelos, Jal., Mexico. Habitat types in which nests were found include shortgrass steppe (G), savannah-type grassland (S), and agricultural lands (A). Nesting substrates include grass (g), forbs (f), shrubs (s), cacti (c), and trees (t). Nesting substrate for ground nests indicate the plant species to which nest was associated. Values are mean \pm Standard error (range).

Species	Nests found			No. of eggs/nest	No. of incubation days	No. of brooding days	Habitat	
	per habitat type						Nesting substrate	
	A	G	S					
Savannah sparrow	14	22	11	3 \pm 0.0 (3-3)	11.8 \pm 0.16 (10-13)	12.9 \pm 0.15 (11-15)	G, S, and A	g, and f
Loggerhead shrike	14	21	27	3 \pm 0.0 (3-3)	16.3 \pm 0.12 (15-17)	19.1 \pm 0.74 (12-26)	G, S, and A	s, and t
White-winged dove	43	12	20	2 \pm 0.0 (2-2)	13.2 \pm 0.12 (12-14)	14.1 \pm 0.23 (12-16)	G, S, and A	g, c, and f
Western meadowlark	0	19	17	2 \pm 0.0 (2-2)	13.9 \pm 0.18 (12-15)	18.6 \pm 0.84 (10-25)	G, and S	g

Table 3.2. Fledglings per nest and per successful nest in three habitat types for four bird species at Llanos de Ojuelos, Jal., Mexico. Habitat types as in Table 1. Numbers indicate mean \pm one standard error.

Species	Fledglings/nest			Fledglings/successful nest		
	A	G	S	A	G	S
Savannah sparrow	1.5 \pm 0.34	1.8 \pm 0.16	2.4 \pm 0.17	2.1 \pm 0.23	2.1 \pm 0.06	2.4 \pm 0.16
Loggerhead shrike	1.5 \pm 0.29	2.1 \pm 0.19	1.6 \pm 0.25	2.0 \pm 0.21	2.3 \pm 0.14	2.5 \pm 0.12
White-winged dove	1.4 \pm 0.15	1.8 \pm 0.14	1.8 \pm 0.17	2.0 \pm 0.00	2.0 \pm 0.00	2.0 \pm 0.00
Western meadowlark	N/A	1.9 \pm 0.07	1.7 \pm 0.14	N/A	1.9 \pm 0.07	1.8 \pm 0.10

Table 3.3. Model selection results of several *a priori* models explaining nest success of savannah sparrow (SAVS), loggerhead shrike (LOSH), white-winged dove (WWDO), and western meadowlark (WEME) at different sites in the grassland region of the Llanos de Ojuelos, Jal., Mexico, during the nesting periods of 2004 and 2005. Models include the best-supported model (lowest AIC_c value), candidate models within two ΔAIC units from the best model, and a constant survival model. Number of parameters (*k*) and AIC_c weights (*w_i*) for each model are provided. n = effective sample size, number of nests. HT = habitat type, TE=temporal effects.

Species	Model	<i>k</i>	AIC _c	ΔAIC _c	<i>w_i</i>
SAVS (n=593 and 47)	HT+TE	6	31.0	0.0	0.99
	LOSH (n = 725, 62)	TE	3	108.3	0.0
	HT+TE+HT*TE	9	109.8	1.6	0.24
WWDO (n = 1036 and 75)	HT	3	126.8	0.0	0.33
	HT+TE	4	127.1	0.4	0.28
	TE	2	127.6	0.9	0.22

Table 3.3. Continued.

Species	Model	k	AIC_c	ΔAIC_c	w_i
WEME (n = 527 and 35)	Constant survival	1	13.8	0.0	0.32
	TE	2	14.2	0.4	0.27
	HT	2	14.4	0.6	0.23
	HT+TE	3	15.5	1.7	0.14

Anexo B

Figuras de Diversidad, Densidad y Éxito reproductivo

Appendix B

Diversity, Density and Nest success figures

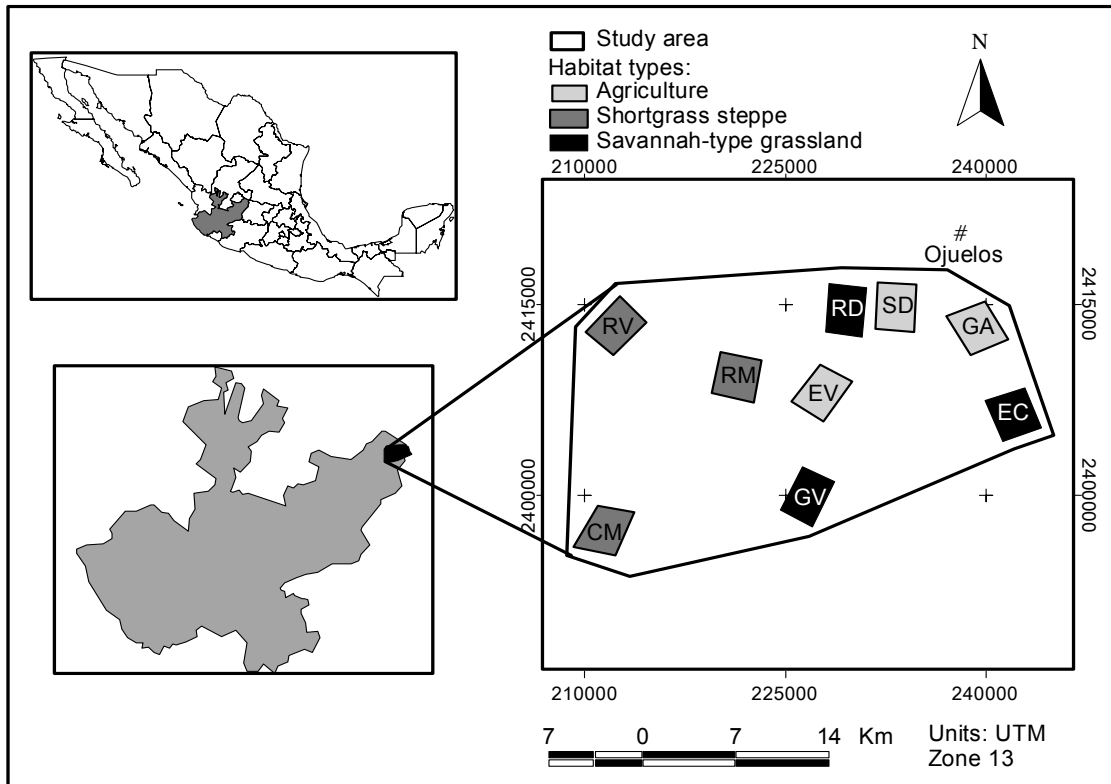


Figura 1.1 Ubicación del área de estudio en la subprovincia conocida como “Los Llanos de Ojuelos”, Jalisco, México. Nueve sitios de estudio incluyen tres de pastizal mediano abierto (CM = “Rancho Ciénega de Mata”, RM = “Rancho La Mesa”, y RV = “Rancho Viborillas”), tres en áreas agrícolas (SD = “Santo Domingo”, GA = “Gachupines” y EV = “Ejido Vaquerías”) y tres en pastizal arbosufrutescente (EC = “Ejido Loma de Los Cuervos”, RD = “Rancho Santo Domingo” y GV = “Ejido Guadalupe Victoria”).

Location of study area in the sub-province known as “Llanos de Ojuelos”, Jalisco, Mexico. Nine study sites included three shortgrass steppe sites (CM = “Rancho Ciénega de Mata”, RM = “Rancho La Mesa”, and RV = “Rancho Viborillas”), three agricultural sites (SD = “Santo Domingo”, GA = “Gachupines”, and EV = “Ejido Vaquerías”), and three Savannah-type grassland sites (EC = “Ejido Loma de los Cuervos”, RD = “Rancho Santo Domingo”, and GV = “Ejido Guadalupe Victoria”).

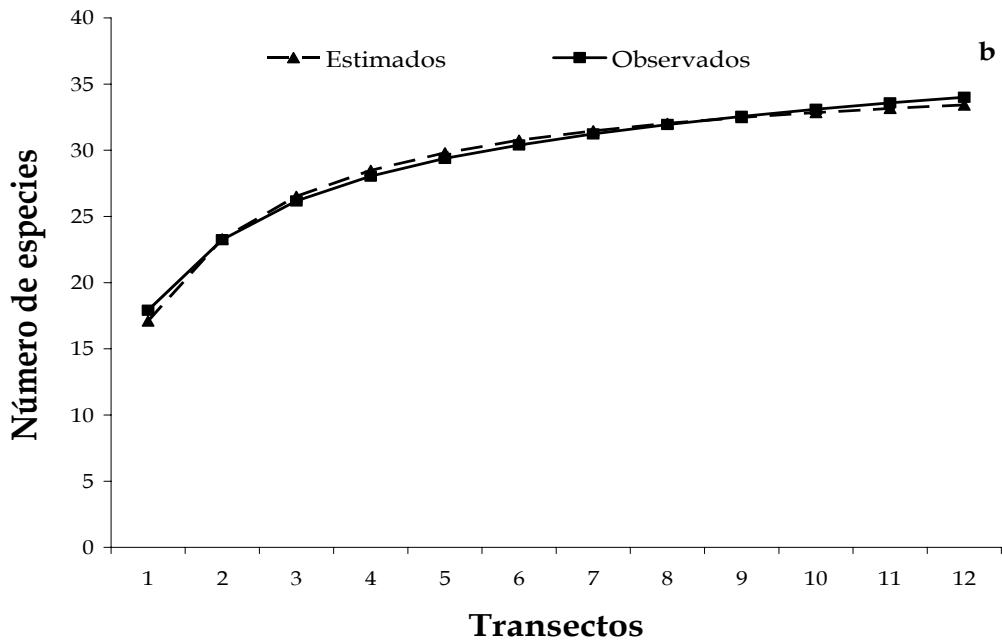
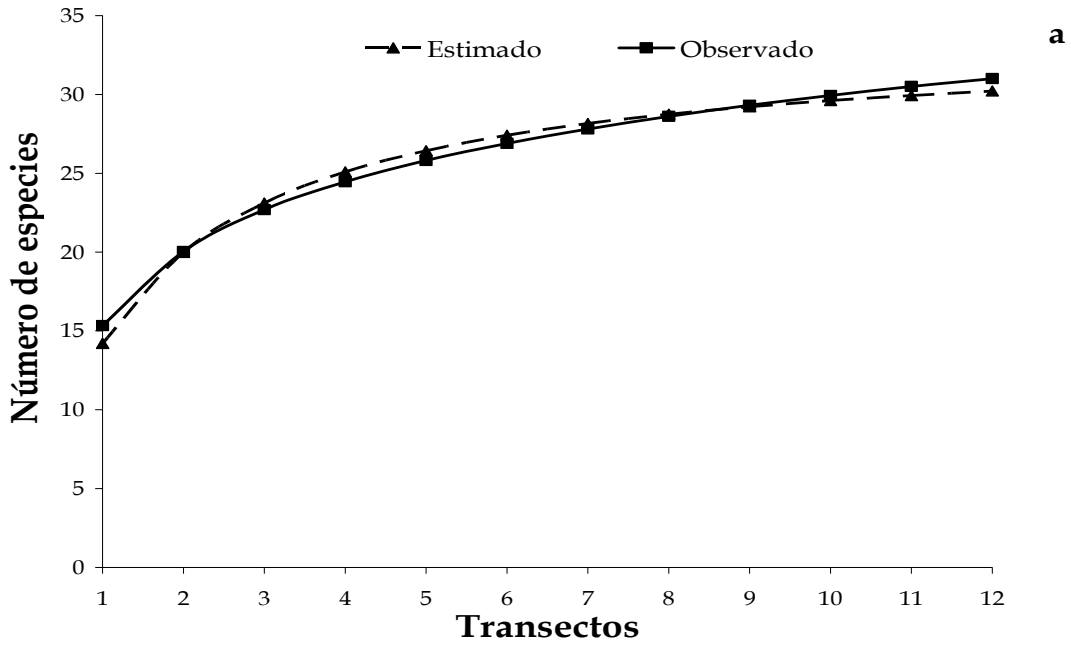


Figura 1.2 Curvas de acumulación de especies para los sitios agrícolas en los años 2004 (a) y 2005 (b).

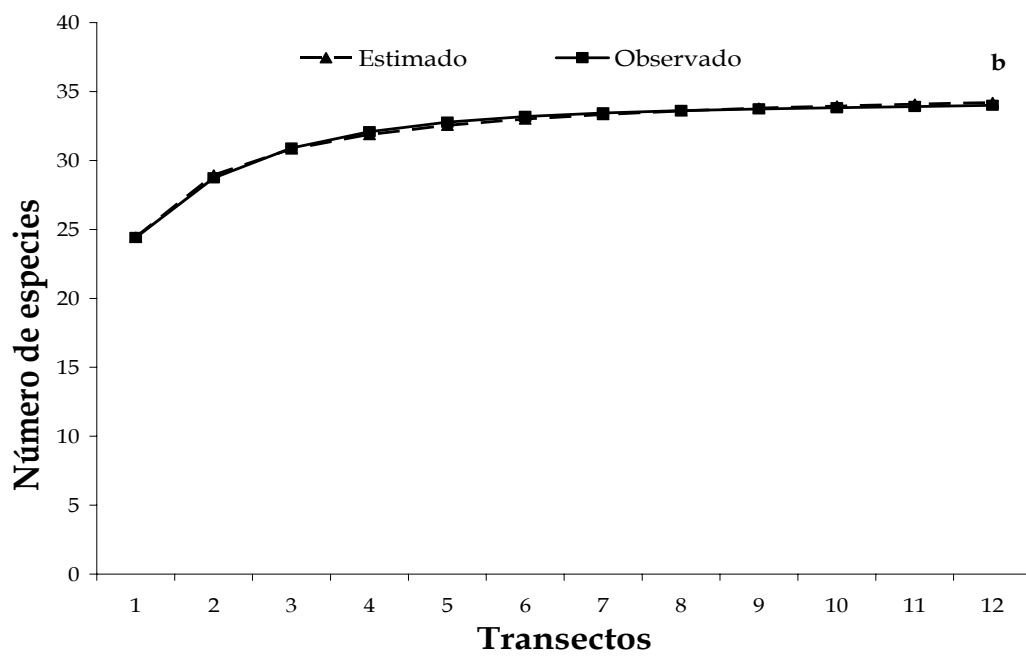
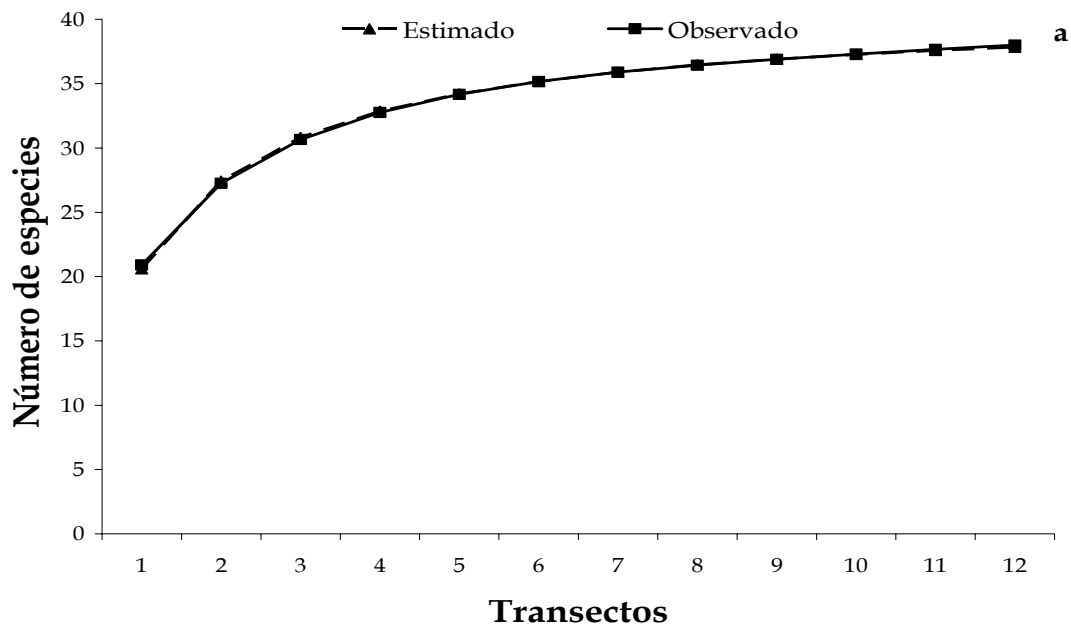


Figura 1.3 Curvas de acumulación de especies para los sitios de pastizal mediano abierto en los años 2004 (a) y 2005 (b).

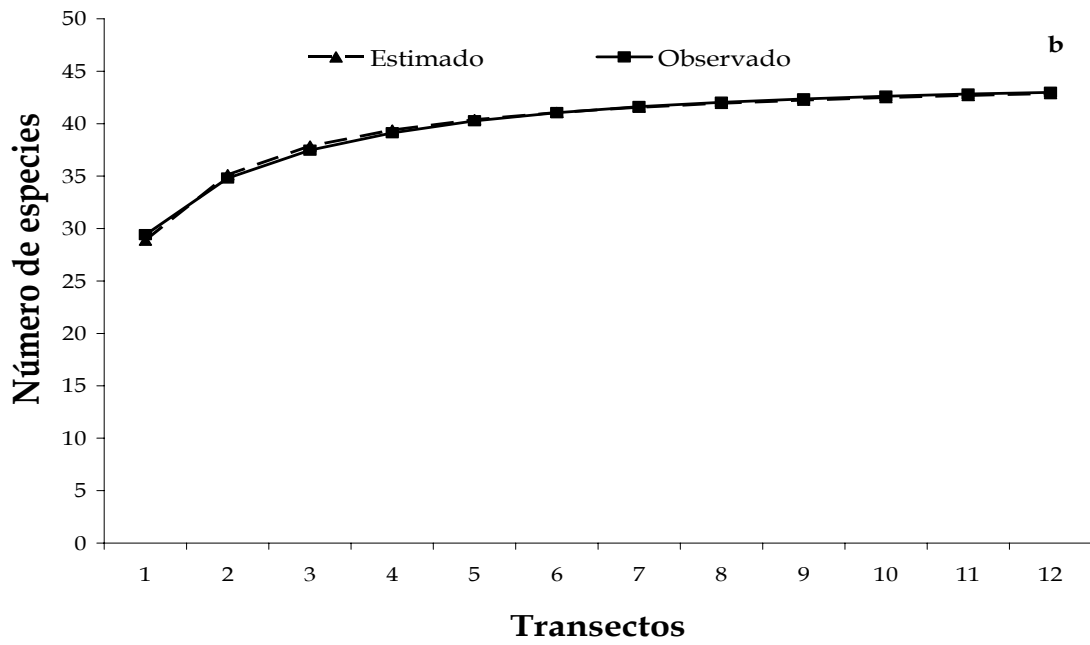
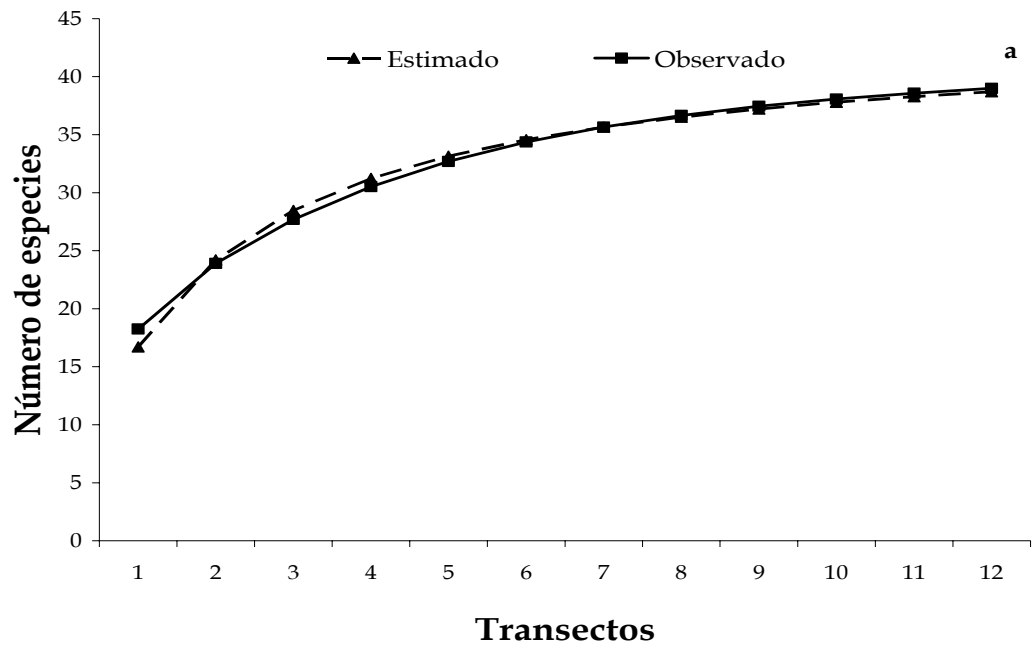


Figura 1.4 Curvas de acumulación de especies para los sitios de pastizal arbosufrutescente en los años 2004 (a) y 2005 (b).

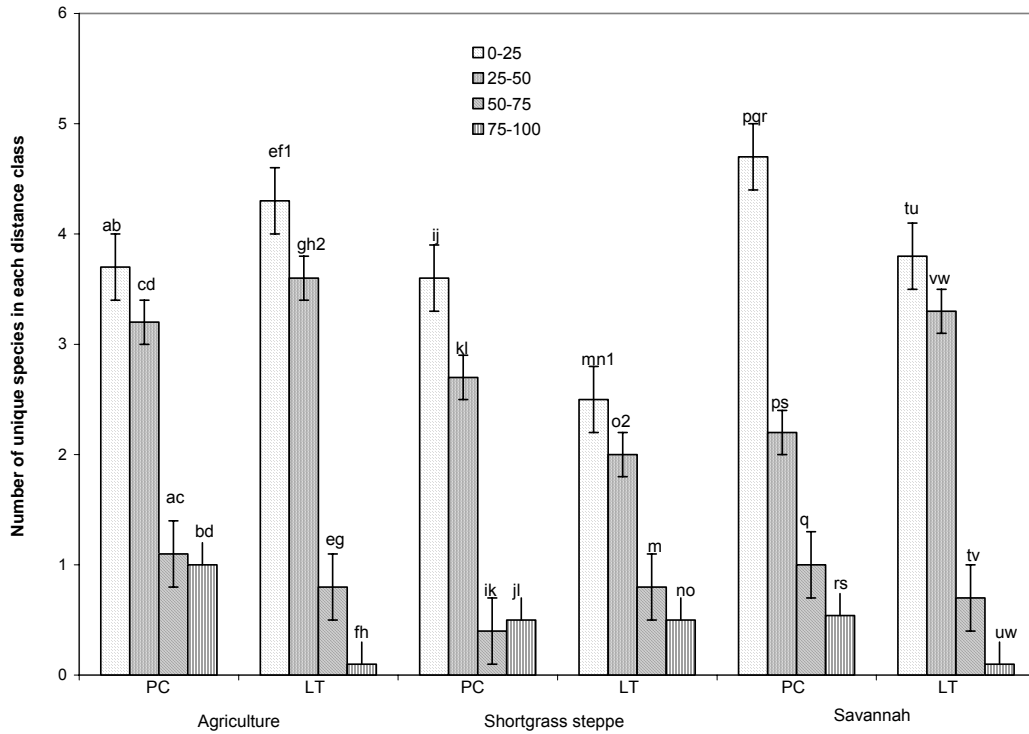


Figure 2.1 Number of unique species per hectare in each distance class observed at four distance classes and total species richness (0- 100m), in three land use types using the line transect (LT) and point count (PC) methods. Note: Bars with same small letters indicate significant differences ($P < 0.05$) between distance classes within a given land use type and count method; bars with the same number indicate significant differences ($P < 0.05$) between land use types within a given distance class and count method type.

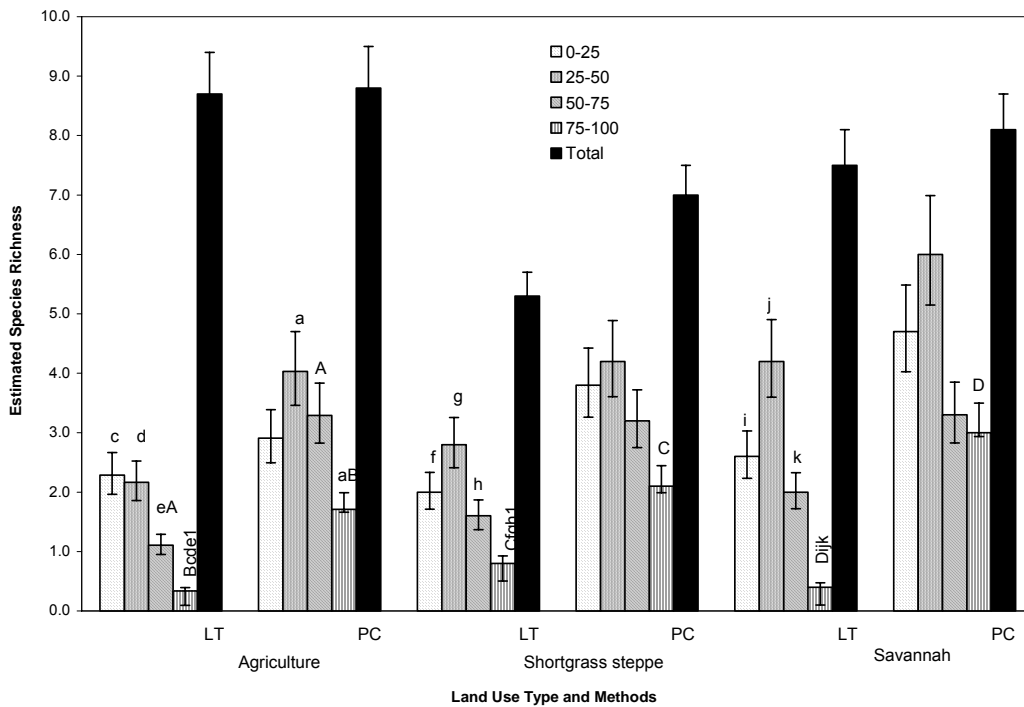


Figure 2.2 Estimated species richness at four distance classes for three different land use types using the line transect (LT) and point count (PC) methods. Note: Bars with same small letters indicate significant differences ($P < 0.05$) between distance classes within a given land use type and count method; bars with the same capital letters indicate significant differences ($P < 0.05$) between count methods within a given distance class and land use type; bars with the same number indicate significant differences ($P < 0.05$) between land use types within a given distance class and count method type.

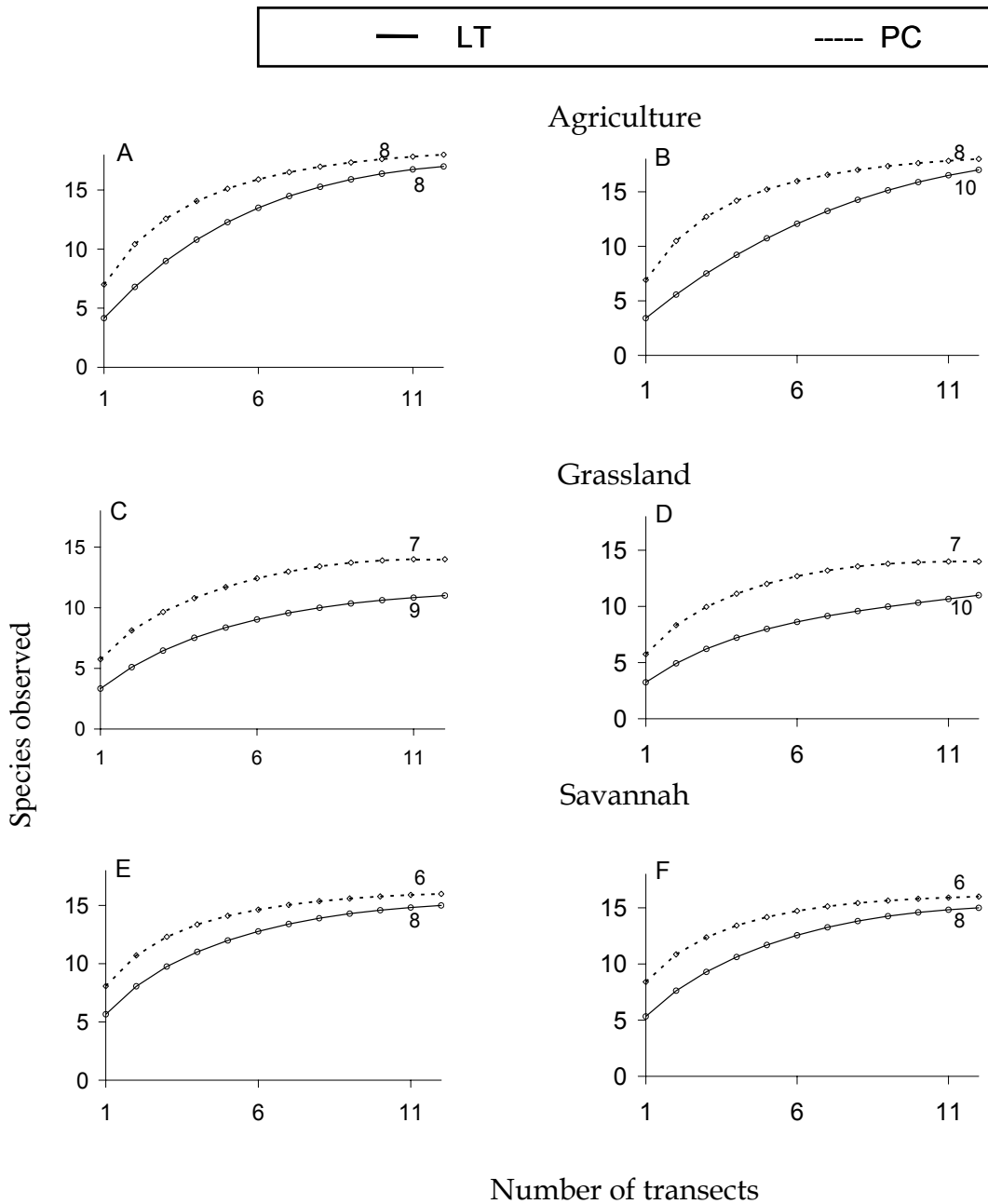
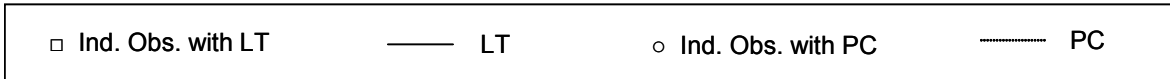
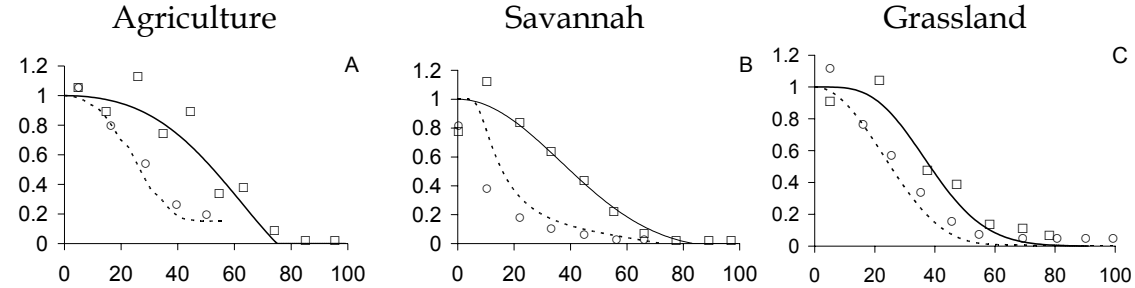


Figure 2.3 Species accumulation curves for grassland species in the Llanos de Ojuelos, Jalisco, Mexico based on bird species observations made along 12 transects in three land use types (agriculture, grassland, savannah) at two seasons (winter 2004/2005 and spring 2005) applying two count methods (line-transect = LT, point count = PC). Number above curves indicate the effort (number of transects) required to reach the curve's asymptote corresponding to total species detected with a given count method.

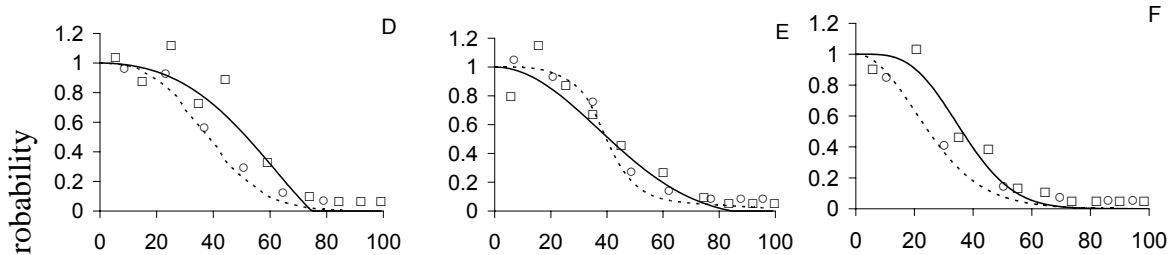
Passerculus sandwichensis



Winter



Spring



Lanius ludovicianus

Winter

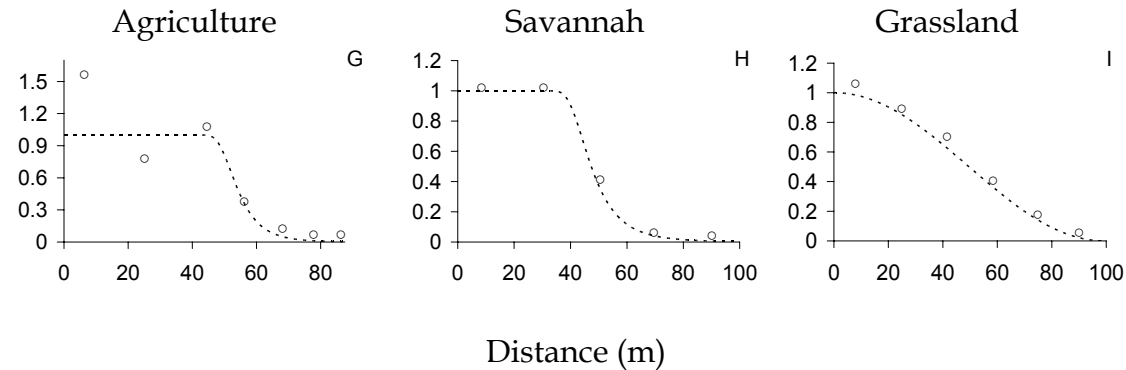
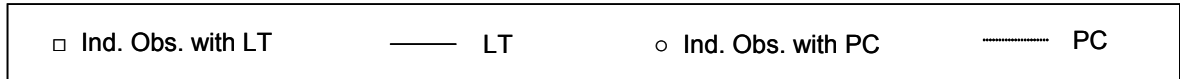
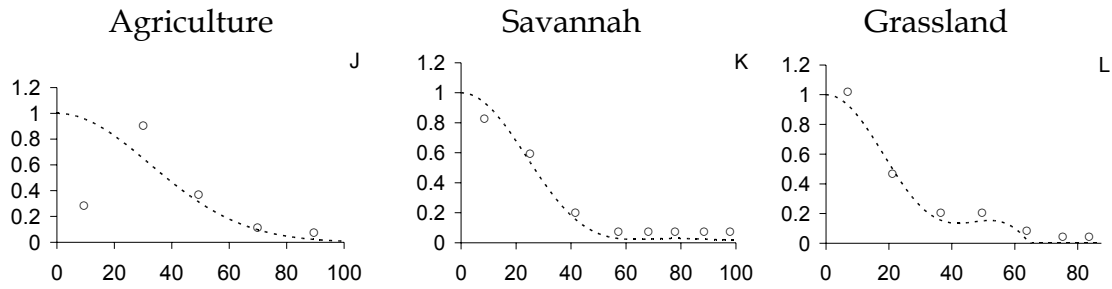


Figure 2.4 Detection functions for *Passerculus sandwichensis* (Savannah Sparrow), *Lanius ludovicianus* (Loggerhead Shrike), *Sturnella neglecta* (Western Meadowlark) and all species combined (except raptors, crows and doves) by using two methods (line transect = LT, point count = PC) in three land use types (agriculture, savannah, and grassland) at two seasons (winter 2004/2005 and spring 2005).

Lanius ludovicianus

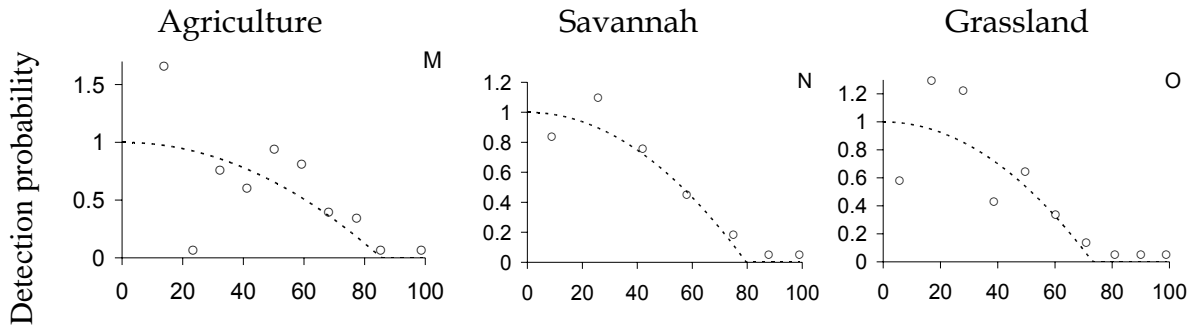


Spring



Sturnella neglecta

Winter



Spring

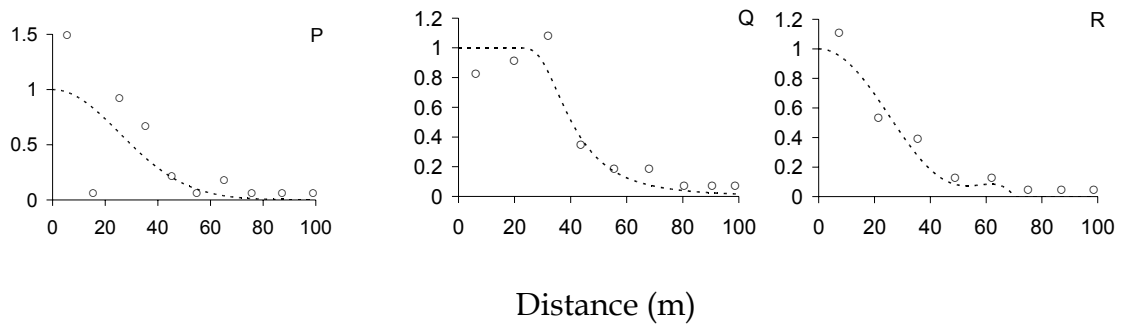


Figure 2.4 Continued.

All other species combined (except raptors, crows, and doves)



Winter

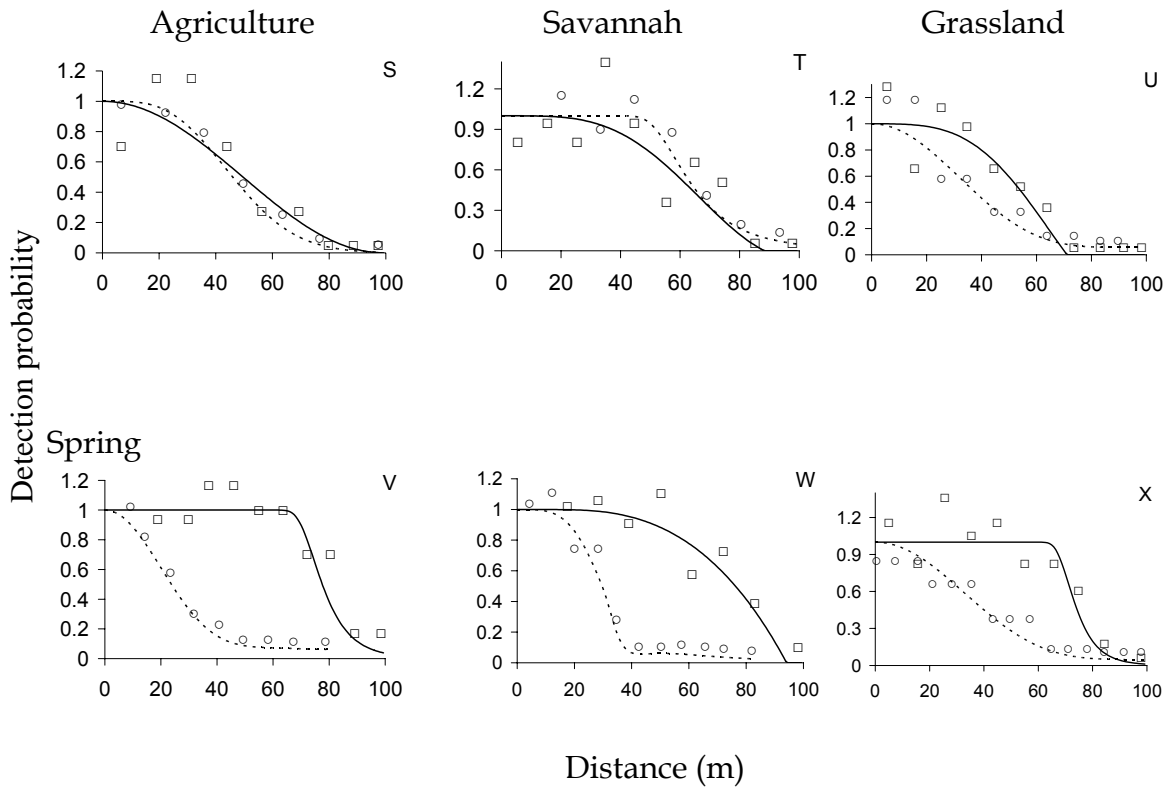


Figure 2.4 Continued.

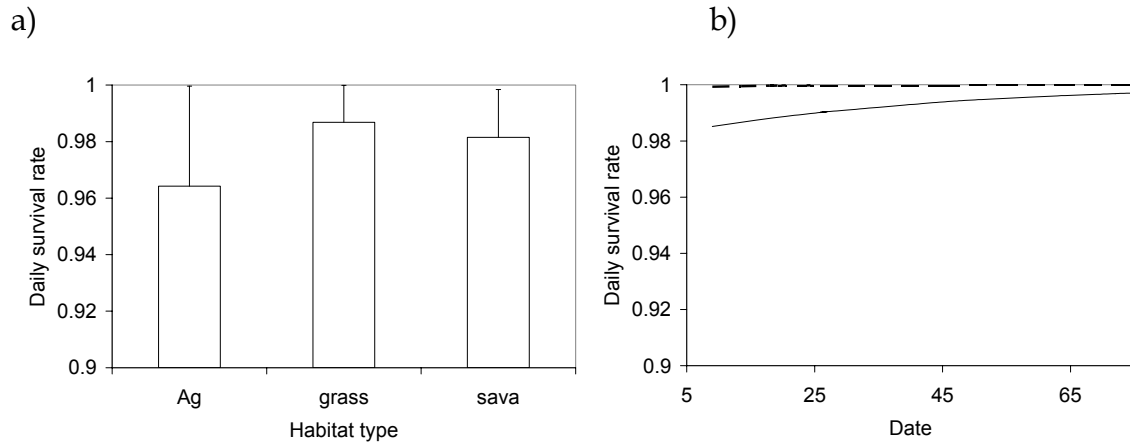


Figure 3.1. Estimated nest daily survival rates of white-winged doves at the Llanos de Ojuelos, Jalisco, Mexico during the 2004 and 2005 breeding seasons as a function of a) habitat type, lower confidence limits (not shown) were 0.23 for agricultural lands, 0.38 for shortgrass steppe, and 0.52 for savannah-type grassland), and b) date, 1=first day of breeding season, lower confidence limit (not shown) ranged from 0.76 on day nine to 0.20 on day 75. Daily survival rates were estimated from model-averaged coefficients from the best-supported logistic exposure models. Error bars and dotted lines indicate upper 95 % confidence limits.