

INFLUENCIA DEL FUEGO SOBRE LA RIQUEZA Y DIVERSIDAD DE AVES EN UN BOSQUE TEMPLADO EN PUEBLA

THE INFLUENCE OF FIRE UPON BIRD RICHNESS AND DIVERSITY IN A TEMPERATE FOREST OF PUEBLA STATE

Laura Patricia Ponce Calderón¹, Beatriz Cecilia Aguilar Valdéz¹, Dante Arturo Rodríguez Trejo¹, Elvia López Pérez¹ y Javier Santillán Pérez¹

RESUMEN

Desde el punto de vista ecológico, los incendios tienen efectos positivos sobre la vida silvestre y su hábitat en ecosistemas mantenidos por el fuego y bajo regímenes poco alterados. En México prácticamente no se ha estudiado su impacto en la avifauna. En el presente trabajo se evaluó su influencia en la riqueza y diversidad de aves en un bosque de encino-pino de Chignahuapan, Puebla, bajo tres condiciones: 1^a. No quemado recientemente (más de cinco años, C1); 2^a. Quemado un año antes a baja severidad (C2) y 3^a. Quemado un año antes con alta severidad (C3). Para llevar a cabo el muestreo, se aplicaron los métodos de parcelas circulares y de red de niebla, además, se siguieron las claves correspondientes para identificación de avifauna. Los resultados condujeron al registro de 30 especies de aves, pertenecientes a seis órdenes y 20 familias; 22 de dichas especies se agrupan en C1, 12 en C2 y 10 en C3. Se estimó la diversidad de la avifauna con el índice de Shannon-Wiener para cada condición. Con base en la prueba t Hutchenson, se verificaron diferencias en diversidad entre C2 (2.079) y C3 (1.040) a partir de la red de niebla; y, con las parcelas circulares, C1 (2.198) difirió de C3 (1.850). Con base en los resultados encontrados, se concluye que el fuego es un factor ecológico que provoca cambios importantes en la diversidad y riqueza de aves a corto plazo.

Palabras clave: Avifauna, encinar, incendios forestales, índices de diversidad, quemas prescritas, severidad del fuego

ABSTRACT

From an ecological point of view, fire has a positive effect on wildlife and their habitat in fire dependant ecosystems and under fire regimes not very altered. There are very few studies regarding the effects of fire on birds in Mexico. The aim of this study was to evaluate the influence of fire on the richness and diversity of birds in oak-pine woodland in Chignahuapan, Puebla State, Mexico, under three different conditions: 1st) not recently burned (more than five years, C1); 2nd) burned the year before at low severity (C2) and 3rd) burned the year before at high severity (C3). For bird sampling, circular lots and mist nets were used, as well as taxonomic keys for bird identification. Results lead to the record of 30 species of birds, which belong to six orders and 20 families; 22 of those species are grouped in C1, 12 in C2 and 10 in C3. Bird diversity was determined by the Shannon-Wiener index for each condition. According to the t Hutchenson test, differences were confirmed between C2 (2.079) and C3 (1.040), from the mist net method and from the circular plots, differences were recorded for C1 (2.198) and C3 (1.850). Based on the aforementioned results, it is concluded that fire is an ecological factor that causes significant changes in richness and diversity of birds on the short run.

Key words: Birds, oak forests, diversity indexes, forest fires, prescribed fires, fire severity.

Fecha de recepción: 5 de enero de 2011
Fecha de aceptación: 3 de marzo de 2012

¹ División de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma Chapingo. Correo- e: dantearturo@yahoo.com

INTRODUCCIÓN

El fuego es un elemento esencial que desempeña una función importante en la salud de los ecosistemas que dependen de él. Desde hace miles de años, los seres humanos lo han usado como una herramienta de ordenación de la tierra; sin embargo, debido al cambio climático y al uso sin control del fuego mismo, sus regímenes alterados son una amenaza para los bosques y su biodiversidad (FAO, 2001; Shliski *et al.*, 2007). Aquellos cuya permanencia es determinada por este factor cuentan con especies que han evolucionado en su presencia, por lo cual dicho elemento resulta esencial para el mantenimiento de la diversidad biológica en diferentes paisajes. Si se excluyen o inducen incendios de manera inadecuada, los ecosistemas pueden ser alterados seriamente (Shlisky *et al.*, 2007). Este es el caso del bosque de encino-pino, en donde el fuego aparte de contribuir a mantener la diversidad, reciclar nutrientes y contribuir a que las coníferas y los encinos que están adaptados a tal factor prevalezcan, también crea ambientes favorables para muchos animales silvestres (Rodríguez *et al.*, 2001; Rodríguez y Myers, 2010); por lo tanto, su monitoreo es de especial interés, pues se les considera indicadores biológicos del estado de un ecosistema (González, 2003), como la avifauna.

En México, 45.5% de las zonas forestales presentan disturbio, por lo que este tipo de organismos podría ayudar a determinar su calidad ambiental, ya que reúnen cualidades como la facilidad para identificarlos, visual y auditivamente a distancia; además, muchos taxa son consumidores secundarios, por lo que concentran efectos contaminantes o muestran cambios en la cadena trófica, lo que resulta adecuado para el monitoreo de impactos en el ambiente (Villaseñor y Santana, 2003). Whelan (1995) señala que las aves son candidatas para llevar a cabo estudios de los efectos directos del fuego en los vertebrados.

En este contexto, Cabrera *et al.* (2006) demuestran que un buen manejo del fuego origina un mosaico de pastos y arbustos que promueven la diversidad y un hábitat propicio para algunas aves como *Xenospiza baileyi* Bangs (gorrión serrano), cuya alimentación es fundamentalmente granívora y que está en peligro de extinción. Así mismo, Ugalde-Lezama *et al.* (2010) señalan una mayor diversidad de aves en bosques mixtos con disturbio en Zoquiapan, Edo. de Méx., con respecto a los que presentan poco disturbio.

Diversos especialistas en ecología del fuego, como Whelan (1995), afirman que se debe poner más énfasis en los beneficios que este le provee a los ecosistemas. No obstante, las consecuencias del uso de esta herramienta de manejo y sus impactos en la biodiversidad requieren de una revisión cuidadosa (Pons *et al.*, 2003).

Los incendios forestales son una de las principales amenazas para los bosques (Céspedes, 2002). Paradójicamente, el fuego

INTRODUCTION

Fire is an essential element that performs an important function in the health of ecosystems that depend on it. Since a long time ago, humans have used it as a tool for land management; however, as a consequence of climatic change and the uncontrolled use of fires, their regimes have been altered and thus, they threaten forests and their biodiversity (FAO, 2001; Shliski *et al.*, 2007). Those whose permanence is determined by this factor include species that have evolved with it, which makes this element essential to keep biologic diversity in different landscapes. If fires are incorrectly excluded or induced, ecosystems might be seriously impacted (Shlisky *et al.*, 2007). Such is the case of the oak pine forest, where fire, in addition to help keeping diversity, re-cycle nutrients and preserve conifers and oaks adapted to this factor, it also creates favorable environments for many wildlife species (Rodríguez *et al.*, 2001; Rodríguez and Myers, 2010); therefore, their monitoring is specially interesting as they are considered biological indicators of the state of the ecosystem (González, 2003), as it happens with bird fauna.

In México, 45.5% of the forest zones are disturbed, so that this type of organisms could help to define their environmental state, as they have several qualities, such as the easiness by which they can be identified, visually and aurally at a distance; also as many taxa are secondary consumers, they concentrate pollution effects or show changes in the trophic chain, which results convenient impact monitoring in the environment (Villaseñor and Santana, 2003). Whelan (1995) points out that birds are good candidates for studies related to the direct effects of fire in vertebrates.

In this context, Cabrera *et al.* (2006) demonstrated that a good fire management gives origin to a grass and shrub mosaic that promotes diversity and a favorable habitat for some birds like *Xenospiza baileyi* Bangs (Sierra Madre sparrow), which has a diet based mainly on grains and that is at risk of extinction. Ugalde-Lezama *et al.* (2010) as well, found a higher bird diversity in mixed forests with disturb in Zoquiapan, Mexico State, compared to those with light disturb.

Several specialists in forest fire ecology, as Whelan (1995), state that more emphasis must be given to the benefits that it brings to ecosystems. Nevertheless, the consequences of this management tool and its impact upon biodiversity demand a more careful review (Pons *et al.*, 2003).

Forest fires are one of the major threatens for forests (Céspedes, 2002). In contrast, fire is an ecological factor present in half of the types of vegetation and in more than 10% of the territory with vegetation in Mexico (Rodríguez, 2008), even if its effect over birds have been poorly studied.

es un factor ecológico presente en la mitad de los tipos de vegetación y en más de 40% de la superficie con vegetación en México (Rodríguez, 2008); aunque sus efectos en las aves han recibido muy poca atención.

Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue evaluar la influencia del fuego a diferentes severidades en la riqueza y diversidad de las especies de aves presentes en un bosque de encino-pino de Chignahuapan, Puebla.

MATERIALES Y MÉTODOS

Chignahuapan se localiza en la parte norte del estado de Puebla; las coordenadas geográficas del área de estudio son: 19°48'29" de latitud norte y 97°59'35" de longitud oeste, a 2,525 m de altitud (Figura 1). De acuerdo con García (1973) predomina el clima templado, con una temperatura media anual de 12.6 °C y precipitación media anual de 1,096.6 mm. La vegetación corresponde a bosques de encino-pino, donde dominan *Quercus crassifolia* Humb. *et* Bonpl., *Pinus teocote* Schltld. *et* Cham y *P. patula* Schlecht. *et* Cham (Rzedowski, 1978). La ubicación de las parcelas circulares y redes de niebla se exhibe en el plano coordenado de la Figura 1.

Based on the previous arguments, the objective of the present work was to assess the influence of fire at different severities in the richness and diversity of birds present in an oak pine forest of Chignahuapan, Puebla State.

MATERIALS AND METHODS

Chignahuapan is found in the north of Puebla State, between 19°48'29" North and 97°59'35" West, at 2,525 masl (Figure 1). According to García (1973), mild weather prevails, with 12.6 °C as annual mean temperature, and 1,096.6 mm as annual mean precipitation. Vegetation belongs to oak pine forests, where *Quercus crassifolia* Humb. *et* Bonpl., *Pinus teocote* Schltld. *et* Cham and *P. patula* Schlecht. *et* Cham (Rzedowski, 1978) are the dominant species. The location of the circular lots and mist nets is shown in Figure 1.

Bird species richness and diversity was determined by a comparison with different affection degree or treatments under three conditions: oak woods, about 20 ha, not affected in the last five years by forest fires (C1); oak woods burned at a low severity (C2) over 28.9 ha and oak woods burned at high severity (C3) over 6.89 ha; the two last ones took place the previous year of sampling.

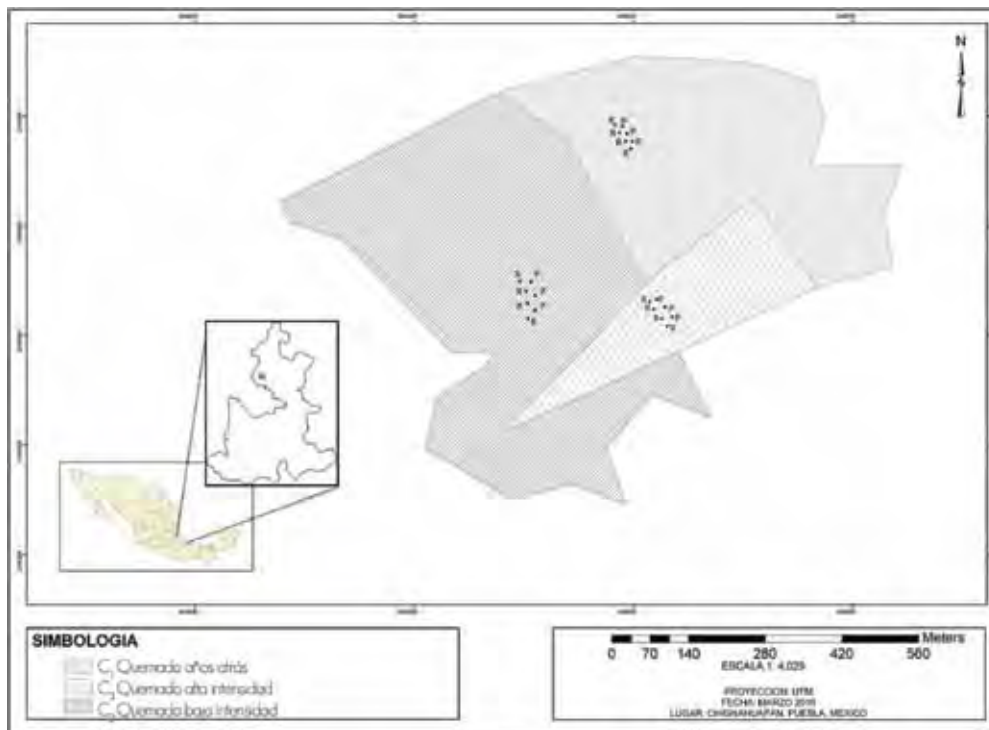


Figura. 1 Localización del área de estudio y ubicación de las parcelas circulares (P) y redes de niebla (R)
Figure. 1. Study area and location of circular lots (P) and mist nets (R).

La riqueza y diversidad de especies de aves se determinó mediante una comparación con diferente grado de afectación o tratamientos entre tres condiciones: encinares no afectados

Severity levels were defined from the height of the scar that fire leaves on the log and the degree of affection in the crown. The following classification was used:

en los últimos cinco años por incendios forestales (C1), con una superficie aproximada de 20 ha; encinares quemados a baja severidad (C2) sobre 28.9 ha, y encinares quemados con alta severidad (C3) en una superficie de 6.89 ha; los dos últimos ocurrieron el año anterior al muestreo. La causa de los incendios fue promover la emisión de pelillo con fines de pastoreo.

Los niveles de severidad se definieron con base en la altura de la cicatriz que el fuego deja sobre el tronco y el nivel de afectación de la copa. La categorización propuesta fue:

1. Área no afectada recientemente (más de cinco años); sin señales evidentes de incendio (C1).
2. Severidad baja: estrato arbóreo con "chamuscados" de copa inferiores a 50% y cicatrices sobre el tronco < 1 m (C2).
3. Severidad alta: estrato arbóreo con "chamuscados" de copa de 50% o más y cicatrices sobre el tronco > 1 m (C3).

Para las tres condiciones, *Quercus crassifolia* Humb. resultó ser la especie arbórea dominante. En C1 existen arbustos: *Bouvardia ternifolia* (Cav.) Schlecht., *Ceanothus coeruleus* Lag., y el estrato herbáceo está dominado por *Muhlenbergia macroura* (HBK.). Para el caso de C2, en el dosel intermedio se identifican a *Baccharis salicifolia* (Ruiz & Pavón) Pers., *Eupatorium ligustrinum* D.C. y *Quercus repanda* Bonpl. El estrato herbáceo está representado por *Conyza shiediana* (Less.) Cronquist, *Polypodium guttatum* Maxon. y *Pteridium feei* (W. Schaffn. ex Feé) Faull, entre otros. En la zona C3 se presentan *Agrostis* sp., *Piptochaetium fimbriatum* (HBK.) Hitchc., *Muhlenbergia macroura* (Kunth) Hitchc., *Stipa ichu* (Ruiz & Pav.) Kuth y *Archibaccharis serratifolia* (Kunth) S.F. Blake.

El trabajo de campo comprendió tres salidas en junio, octubre y noviembre del 2009. Se realizó un muestreo dirigido derivado de visitas prospectivas en el que se definió un tamaño de muestra de 500 m². El tipo de muestreo respondió a la relativa heterogeneidad de afectación por el fuego en cada una de las condiciones, por lo que se buscaron áreas representativas. Los polígonos fueron georreferenciados con un Sistema de Posición Global (GPS) marca Etrex Garmin.

Los datos de las comunidades de aves se obtuvieron mediante los métodos de recuento en puntos y redes de niebla. Se usaron ambas técnicas por el comportamiento quieto y silencioso de algunas aves, lo que dificulta su identificación (López de Casenave *et al.*, 1998). Con el método de recuento en puntos con radio fijo (Wunderle, 1994) se detectaron todos los individuos en un radio de 25 m por un periodo de 15 min. Se establecieron de manera irregular tres de estos puntos por condición, con una distancia mínima de 100 m entre ellos, para dar una cobertura equitativa. La observación de las aves se hizo con binoculares de 25x50 m marca Bushnell y para su identificación se utilizaron guías de campo (Howell y Webb, 1995; Peterson y Chalif, 2008; National Geographic, 1999;

1. Area not recently affected (more than five years): with evident fire signs (C1).
2. Low severity: tree stratum with charcoaled crowns beneath 50% and scars on the log < 1 m (C2).
3. High severity: tree stratum with charcoaled crowns of 50% or more and scars on the log > 1 m (C3).

For the three conditions, *Quercus crassifolia* Humb. was the dominant tree species. In C1 were found these shrub species: *Bouvardia ternifolia* (Cav.) Schlecht., *Ceanothus coeruleus* Lag., and the herbaceous stratum is dominated by *Muhlenbergia macroura* (Kunth) Hitchc. In C2, *Baccharis salicifolia* (Ruiz & Pavón) Pers., *Eupatorium ligustrinum* D.C. y *Quercus repanda* Bonpl. are found in the middle canopy. The herbaceous stratum are found some examples of *Conyza shiediana* (Less.) Cronquist, *Polypodium guttatum* Maxon. and *Pteridium feei* (W. Schaffn. ex Feé) Faull. In C3 *Agrostis* sp., *Piptochaetium fimbriatum* (HBK.) Hitchc., *Muhlenbergia macroura* (Kunth) Hitchc., *Stipa ichu* (Ruiz & Pav.) Kunth and *Archibaccharis serratifolia* (Kunth) S. F. Blake, are present.

Field work included visits during June, October and November, 2009. A directed sampling that came from preliminary visits established a sample size of 500 m². The sampling type was selected from the relative heterogeneity of the affectation from fire in each one of the conditions, thus, representative areas were looked for. Polygons were geo-referred with an Etrex Garmin GPS.

The data of the bird communities were obtained through recount methods in points and mist nets. Both techniques were selected because of the quiet and silent behavior of some birds, which makes their identification difficult (López de Casenave *et al.*, 1998). With the fixed-radius point count method (Wunderle, 1994) all de individuals present in a 25 m radio for a 15 minute period were detected. In an irregular way three of these points per condition were fixed, with a minimal distance of 100 m between them, in order to have an equal cover. The observation of birds was made by 25x50 m Bushnell binoculars and field guides were used for their identification (Howell and Webb, 1995; Peterson and Chalif, 2008; National Geographic, 1999; Kaufman, 2005; Udvardy, 2005). A registration chart was made to order the information of the observed birds.

Based upon the availability of the capture, identification and liberation material for the birds, four mist nets (2 of 12 m and 2 of 6 m) were placed in each forest condition. They were systematically located at a minimal distance of 100 m between them. Reviews per treatment were made from 7 to 12 h and from 16 to 19 h, every 45-60 min, to sum up 72 reviews.

Species richness was calculated by the separate sampling method (mist nets and counting points) and accounted for the total number of recorded species by each lot. In order to

Kaufman, 2005; Udvardy, 2005). Se elaboró una ficha de registro por punto para acumular la información de las aves observadas.

Con base en la disponibilidad del material para la captura, identificación y liberación de las aves se colocaron cuatro redes de niebla: dos de 12 m y dos de 6 m en cada condición del bosque. Estas se ubicaron de manera sistemática con una distancia mínima de 100 m entre ellas. Las revisiones se realizaron por tratamiento de 7 a 12 y de 16 a 19 h, cada 45-60 min, para sumar 72 revisiones.

La riqueza de especies se calculó por el método de muestreo por separado (redes de niebla y puntos de conteo), y representó el número total de especies registradas en cada parcela. A efecto de establecer las diferencias entre riqueza por área y método de muestreo, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis (Zar, 1999). Para cada especie fue asignado un estatus de permanencia en el área (Bojorges y López-Mata, 2006): local o migratoria (Peterson y Chalif, 2008).

A los datos por área se les aplicó el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') (ecuación 1). Posteriormente los valores se sometieron a la prueba de t Hutchenson (Zar, 1999).

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

Donde:

- H' = Índice de diversidad de Shannon-Wiener
- p_i = Abundancia relativa
- \ln = Logaritmo natural
- S = Número total de especies en la muestra

También se determinó la similitud de especies entre condiciones, con el coeficiente de comunidad de Jaccard y el de similitud de Sorensen (Magurran, 1988) (ecuaciones 2 y 3).

$$C_j = \frac{j}{a+b-j} \quad (2)$$

Donde:

- C_j = Coeficiente de Jaccard
- a = Número de especies en la comunidad A
- b = Número de especies en la comunidad B
- j = Número de especies comunes en ambas comunidades

$$C_s = \frac{2j}{a+b} \quad (3)$$

Donde:

- C_s = Coeficiente de Sorensen
- a = Número de especies en la comunidad A
- b = Número de especies en la comunidad B
- j = Número de especies comunes en ambas localidades

establish the differences between richness by area and sampling method, a Kruskal-Wallis test (Zar, 1999) was applied. A permanence status in the area was given to each species: local or migratory (Bojorges and López-Mata, 2006; Peterson and Chalif, 2008).

The data per area was analyzed by Shannon-Wiener (H') diversity index (equation 1), and afterwards they were analyzed once more by the t Hutchenson (Zar, 1999) test.

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

Where:

- H' = Shannon-Wiener diversity index
- p_i = relative abundance
- \ln = natural logarithm
- S = total number of species in the sample

The similarity among species in each condition was determined too, with a Jaccard coefficient of community similarity and by Sorensen similarity index (Magurran, 1988) (equations 2 and 3).

$$C_j = \frac{j}{a+b-j} \quad (2)$$

Where:

- C_j = Jaccard coefficient
- a = Number of species in community A
- b = Number of species in community B
- j = Number of species in both communities

$$C_s = \frac{2j}{a+b} \quad (3)$$

Where:

- C_s = Sorensen coefficient
- a = Number of species in community A
- b = Number of species in community B
- j = Number of species in both communities

RESULTS AND DISCUSSION

Thirty bird species (17 locals and 13 migratory) were recorded, that belong to six orders and 20 families where Passeriformes (22 species) are dominant, followed by Strigiformes, Falconiformes, Apodiformes, Columbiformes and Trogoniformes (Table 1).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se registraron 30 especies de aves (17 locales y 13 migratorias), pertenecientes a seis órdenes y 20 familias con predominancia del Passeriformes (22 especies), seguido de los órdenes Strigiformes, Falconiformes, Apodiformes, Columbiformes y Trogoniformes (Cuadro 1).

Some birds were trapped in one sole occasion with the mist net method and others were observed one in the circular lot, which can be due to the low prevailing density during samplings or to human disturbs, such as land use change in the surroundings, that have exerted pressure over the areas (Chi, 2007).

Cuadro 1. Listado de especies por condición, tipo de muestreo en el que fueron observadas y su distribución.
Table 1. List of species per condition, type of sampling in which they were observed and their distribution.

Especie	C1		C2		C3		Distribución
	RN	PC	RN	PC	RN	PC	
<i>Accipiter bicolor</i> (Vieillot, 1817)		X					L
<i>Atlapetes pileatus</i> Wagler, 1831	X						L
<i>Basileuterus belli</i> (Giraud Jr, 1841)		X					L
<i>Buteo jamaicensis</i> (Gmelin, 1788)		X					L
<i>Campylorhynchus rufinucha</i> (Lesson, 1838)	X						L
<i>Caprimulgus ridgwayi</i> (Nelson, 1897)		X					L
<i>Caprimulgus vociferus</i> A. Wilson, 1812	X						MIS
<i>Catharus occidentalis</i> Sclater, 1859	X						L
<i>Certhia americana</i> Bonaparte, 1838			X	X		X	L
<i>Cyanocitta stelleri</i> (Gmelin, 1788)		X		X		X	L
<i>Dendroica occidentalis</i> (J. K. Townsend, 1837)			X				M
<i>Dendroica townsendi</i> (J. K. Townsend, 1837)						X	M
<i>Diglossa baritula</i> Wagler, 1832	X						L
<i>Empidonax difficilis</i> S. F. Baird, 1858	X						MIZC
<i>Ergaticus ruber</i> (Swainson, 1827)			X	X			L
<i>Habia fuscicauda</i> (Cabanis, 1861)	X						L
<i>Hirundo rustica</i> Linnaeus, 1758		X		X			M
<i>Hylocharis leucotis</i> (Vieillot, 1818)		X	X	X	X		MI
<i>Myadestes obscurus</i> (J. K. Gmelin, 1789)	X	X	X	X		X	L
<i>Myioborus miniatus</i> (Swainson, 1827)	X						L
<i>Myioborus pictus</i> (Swainson, 1829)		X		X			L
<i>Otus asio</i> (Linnaeus, 1758)	X	X				X	L
<i>Pipilo erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1788)			X		X	X	M
<i>Regulus calendula</i> (Linnaeus, 1766)				X			MI
<i>Sialia mexicana</i> Swainson, 1832	X						M
<i>Trogon mexicanus</i> Swainson, 1827		X		X		X	L
<i>Turdus migratorius</i> Linnaeus, 1766					X		MIS
<i>Vireolanius melitophrys</i> Bonaparte, 1850	X						M
<i>Wilsonia pusilla</i> (A. Wilson, 1811)			X	X			M
<i>Zenaida macroura</i> (Linnaeus, 1758)		X				X	ME

L = local; M = migratoria; ME = migratoria estacional; MI = migratoria invernial; MIS = migratoria estacional al sur; MIZC = migratoria invernial a zonas costeras.
L = local; M = migratory; ME = seasonal migratory; MI = winter migratory; MIS = seasonal migratory to the south; MIZC = winter migratory to coasts.

Algunas aves se atraparon en una sola ocasión con el método de red de niebla, y otras se observaron una vez en la parcela circular, lo que se puede atribuir a la baja densidad predominante durante los muestreos o a disturbios antrópicos, como el cambio de uso del suelo en las cercanías, que han ejercido presión sobre estas áreas (Chi, 2007).

La combinación de ambas técnicas permitió el registro de 22, 12 y 10 especies en las áreas C1, C2 y C3, respectivamente. Se identificaron 20 taxa con la red de niebla, de los cuales 12 fueron capturados (ninguno se observó en las parcelas circulares), si bien siete de los no capturados también fueron consignados con el método de parcelas circulares. En el Cuadro 2 se resumen los resultados de riqueza y diversidad de aves por medio de redes de niebla y parcelas circulares, bajo los tres tratamientos.

Para el método de red de niebla y con la prueba de t Hutchenson se determinó que hubo diferencia significativa ($p < 0.05$) en la riqueza de especies entre C2 y C3. Respecto al de parcelas circulares, con la misma prueba estadística resultaron con diferencias significativas C1 y C3 ($p < 0.05$).

La mayor diversidad de aves en C1 coincide con lo señalado por Prodon *et al.* (1987) para un bosque mediterráneo de encino, donde los primeros años después de un incendio hay disminución de la riqueza de aves; posteriormente, se incrementa, una vez recuperada la vegetación. El régimen actual de fuego en la región mediterránea, propensa a los incendios, es probable que haya contribuido a mantener la diversidad de aves en Portugal (Moreira *et al.*, 2001).

El área quemada con alta severidad tuvo mayor riqueza para el muestreo de noviembre; a su vez, Kotliar *et al.* (2007) citan que antes y después de un incendio, a lo largo de gradientes de severidad de quemados, la riqueza es similar a la existente antes del evento. Según Main y Tanner (2003) algunas especies que se alimentan de forraje hacen uso de áreas quemadas recientemente para la alimentación de sus polluelos. Por lo tanto, el fuego puede influir de manera positiva en poblaciones de vida silvestre. Esto significa que el mantenimiento de las superficies en etapas sucesionales previas al clímax puede favorecer la diversidad, ya que el papel del fuego en la alteración de la sucesión vegetal es reconocido, y se ha utilizado por largo tiempo (Wildlife Society, 1987). En muchos sentidos tiene un efecto semejante al inicio de la primavera, pues ambos sucesos representan un nuevo comienzo para las comunidades vegetales y para la vida silvestre que depende de ellos (Main y Tanner, 2003). Margalef (1968) afirma que todo disturbio suele ser un punto de partida en una sucesión ecológica; además de, un proceso reestructurador de los sistemas naturales.

En C2 y C3 se obtuvo mayor similitud de especies de aves, lo que se debe a que comparten seis de los 16 taxa que se detectaron en ambas. Las áreas C1 y C2 muestran la menor

The combination of both techniques allowed the registration of 22, 12 and 10 species in the C1, C2 and C3. Twenty taxa from the mist net were identified, from which 12 were caught (none of which were observed in the circular lots), if ever seven of the non-captured also were registered by the circular lot method. In Table 2 are summarized the bird richness and diversity results obtained from mist nets and circular plots, for the three treatments.

A significant difference ($p < 0.05$) of species richness was determined by the t Hutchenson for the mist net method between C2 and C3. In regard to circular lots, with the same statistical test there were significant differences ($p < 0.05$) between C1 and C3.

Cuadro 2. Resumen de datos obtenidos por medio de los dos métodos de conteo de aves.

Table 2. Data summary obtained from both bird counting methods.

Condición	Red de niebla		Parcelas circulares	
	Riqueza (Núm. de especies)	Diversidad	Riqueza (Núm. de especies)	Diversidad
C1	12	2.369	12	2.198
C2	8	2.079	10	1.910
C3	4	1.040	8	1.850

C1= Encinar quemado >5 años antes; C2= encinar quemado a baja severidad un año antes; C3= encinar quemado a alta severidad un año antes.

C1= Burned oak wood >5 years before; C2= Burned oak wood at low severity one year before; C3= Burned oak wood at high severity one year before

The greatest bird diversity in C1 coincides with what Prodon *et al.* (1987) found for a Mediterranean oak wood, that during the first years after a fire, there was a reduction of bird richness; later, it increases once vegetation recovers. The present fire regime in the Mediterranean region, prone to fires, probably has helped to keep bird diversity in Portugal (Moreira *et al.*, 2001).

The burned area with high severity had a higher richness for the sampling of November; Kotliar *et al.* (2007) quote that before and after a fire, along burn severity gradients, richness is similar to whatever existed before the event. According to Main and Tanner (2003) some of the species that feed from forage use recently burned areas to feed their chicks. Therefore, fire can affect in a positive way in wildlife populations. This means that to keep areas in successional stages previous to climax may favor diversity, since the role of fire to change plant succession is acknowledged and has been used for a very long time (Wildlife Society, 1987). In many ways it behaves like the beginning of spring, since both act as a new start for vegetation communities and for wildlife which depend on them (Main and Tanner, 2003). Margalef (1968) asserts that any disturb is usually a starting point in an ecologic succession, as well as a restructuring process of natural systems.

similitud. Las áreas C2 y C3 están directamente relacionadas, ya que las dos fueron sometidas a un disturbio reciente, y la vegetación muestra más complejidad estructural en C1, por el tiempo que ha pasado desde el disturbio (Ugalde-Lezama et al., 2009). El Cuadro 3 resume los resultados de los índices de similitud calculados.

Las condiciones C2 y C3 son más similares debido a que comparten las siguientes aves: *Certhia americana* Bonaparte, *Pipilo erythrophthalmus* Linnaeus, *Cyanocitta stelleri* Gmelin, *Hylocharis leucotis* Vieillot, *Myadestes obscurus* Gmelin y *Trogon mexicanus* Swainson, si bien las últimas cuatro estuvieron en las tres condiciones.

En los dos tratamientos quemados recientemente se identificaron ocho especies exclusivas, de las cuales cuatro correspondieron a C2 (*Dendroica occidentalis* Townsend, *Ergaticus ruber* Swainson, *Regulus calendula* Linnaeus y *Wilsonia pusilla* Wilson) y dos de C3 (*Dendroica townsendi* Townsend y *Turdus migratorius* Linnaeus). *Certhia americana* Bonaparte y *Pipilo erythrophthalmus* Linnaeus se ubicaron en ambas condiciones. Los taxa registrados como únicos para cada caso podrían atribuirse a que son territoriales, pues acorde con Whelan (1995) algunas aves se quedan en su territorio, aunque esté quemado, y las otras se desplazan temporalmente a zonas sin afectación por el fuego.

Ergaticus ruber, *Regulus calendula*, *Dendroica townsendii*, *Turdus migratorius* y *Certhia americana* fueron detectadas tanto en bosques con disturbio, como en aquellos afectados recientemente por el fuego en Zoquiapan, Edo de Méx. (Ugalde-Lezama et al., 2010). También se han documentado aumentos en las poblaciones de *Certhia americana* y *Turdus migratorius* posteriores a quemas prescritas de baja severidad (Bagne, 2011); un comportamiento igual presentan *T. migratorius* y *Cyanocitta stelleri* en bosques de *Pinus ponderosa* Douglas ex C. Lawson (Dickson et al., 2009). A su vez, el primero es un insectívoro aéreo que responde favorablemente a las quemas prescritas en bosques de *Pinus ponderosa* del oeste de Estados Unidos de América (Russell et al., 2009). Así mismo se ha observado que emplea las latifoliadas para anidar, de manera importante, de modo tal que *Quercus* spp. son un recurso valioso para esta y otras aves que se reproducen en ese tipo de vegetación. Por ello, como parte del manejo de su hábitat, se recomienda mantener encinos maduros en las masas de pino, crear claros para favorecer su crecimiento y realizar actividades de manejo, como las quemas prescritas, que promuevan la regeneración de encinos que replacen a los ejemplares muertos (Purcell y Drynan, 2008).

En Ohio se usan quemas prescritas para mantener y restaurar los bosques mixtos de *Quercus* spp., en los cuales la densidad de *Turdus migratorius* se incrementa, siempre que sean repetidas durante varios años (Artman et al., 2001).

C2 and C3 have a closer similarity of bird species, as they have in common six out of 16 taxa present in both. C1 and C2 show a lower similarity. C2 and C3 are directly related, since both were subjected to a recent disturb and vegetation exhibits a more complex structure in C1, from the time that has elapsed since disturbance occurred (Ugalde-Lezama et al., 2009). Table 3 summarizes the results of the indexes that were determined.

C2 and C3 are more similar as they have in common the following bird species: *Certhia americana* Bonaparte, *Pipilo erythrophthalmus* Linnaeus, *Cyanocitta stelleri* Gmelin, *Hylocharis leucotis* Vieillot, *Myadestes obscurus* Gmelin y *Trogon mexicanus* Swainson, even if the last four were found in the three conditions.

Cuadro 3. Coeficientes de similitud de Sorensen (C_s) y Jaccard (C_j) entre condición, para red de niebla y parcela circular, en el bosque de encino-pino de Chignahuapan, Puebla.

Table 3. Sorensen (C_s) and Jaccard (C_j) similarity coefficients per condition for mist net and circular lot in the oak-pine wood of Chignahuapan, Puebla.

	Coeficiente de Sorensen		Coeficiente de Jaccard	
	C1	C2	C2	C3
Red de niebla				
C1	0.105	0	0.056	0
C2	-	0.363	-	0.222
Parcelas circulares				
C1	0.207	0.208	0.115	0.116
C2	-	0.167	-	0.091

In the two treatments that involve recent burning, eight exclusive species were identified, four of which belong to C2 (*Dendroica occidentalis* Townsend, *Ergaticus ruber* Swainson, *Regulus calendula* Linnaeus and *Wilsonia pusilla* Wilson) and two to C3 (*Dendroica townsendi* Townsend and *Turdus migratorius* Linnaeus). *Certhia americana* Bonaparte and *Pipilo erythrophthalmus* Linnaeus were found in both conditions. The taxa recorded as unique for each case could be explained as they are territorial, since, according to Whelan (1995), some birds stay at their territory, even if it is burned, and the others move away for a time to areas without fire affectation.

Ergaticus ruber, *Regulus calendula*, *Dendroica townsendii*, *Turdus migratorius* and *Certhia americana* were detected in disturbed forests and in those recently burned in Zoquiapan, Mexico State. (Ugalde-Lezama et al., 2010). It has been documented, too, an increment in the populations of *Certhia americana* and *Turdus migratorius* after prescribed burning of low severity (Bagne, 2011); *T. migratorius* y *Cyanocitta stelleri* behaved in the same way in *Pinus ponderosa* Douglas ex C. Lawson forests (Dickson et al., 2009). The first one is an

Regulus calendula es resiliente al fuego en bosques riparios, que no se queman con frecuencia, si bien su masa se reduce en las localidades incendiadas (Samuels *et al.*, 2005). *Dendroica townsendi* se registró en un sitio quemado con alta severidad, pero Tiedemann y Woodard (2002) anotan que dicha especie declinó sus poblaciones o estuvo ausente en bosques de *Pinus contorta* Douglas ex Loudon y *Abies lasiocarpa* (Hook.) Nutt. con quemas prescritas muy intensas, de reemplazo de vegetación.

A su vez, *Dendroica occidentalis* disminuyó luego de quemas prescritas, incluso a baja severidad (Bagne, 2011). De manera similar, *Pipilo erythrophthalmus* resultó más abundante en sitios no quemados de encinares deciduos del medio oeste de los Estados Unidos de América; sin embargo, la riqueza de especies de aves no difirió entre sitios, con o sin quemas prescritas (Aquilani *et al.*, 2003). No obstante, en bosques mixtos del centro de México, se le observó en áreas quemadas moderadamente, mas no en las sin afectación (Ugalde-Lezama *et al.*, 2010).

En el presente trabajo, *Hylocharis leucotis* se identificó, principalmente, en el área quemada con alta severidad. Se trata de un taxón de hábitos nectívoros, que es atraída por el color rojo o naranja de las flores, a lo que debe agregarse que su pico largo y delgado les permite extraer néctar de flores con corola tubular como *Bouvardia ternifolia* presente en dicha condición y en la estación del año en la cual se realizó el estudio. En otras investigaciones que no incluyen localidades incendiadas Lara (2006) y Ortiz-Pulido y Vargas-Licona (2008) han determinado una relación entre colibríes (*Hylocharis leucotis*) y la abundancia floral de especies como *Bouvardia ternifolia*.

Accipiter bicolor Vieillot, *Atlapetes pileatus* Wagler, *Basileuterus belli* Giraud, *Buteo jamaicensis* Gmelin, *Campylorhynchus rufinucha* Lesson, *Caprimulgus ridgwayi* Nelson, *Caprimulgus vociferus* Wilson, *Catharus occidentalis* Sclater, *Diglossa baritula* Wagler, *Empidonax difficilis* Baird, *Habia fuscicauda* Cabanis, *Myioborus miniatus* Swainson, *Sialia mexicana* Swainson y *Vireolanius meltophrys* Bonaparte se identificaron solo en el área quemada cinco años atrás. En el centro de México, *Atlapetes piliatus*, *Empidonax difficilis* y *Myioborus miniatus* fueron registradas en bosques de coníferas moderadamente disturbados por fuego, pero estuvieron ausentes en los no afectados. Por su parte, *Catharus occidentalis*, *Diglossa baritula* y *Sialia mexicana* se observaron en ambas condiciones (Ugalde-Lezama *et al.*, 2010).

Sialia mexicana se beneficia por tratamientos de aclareos y quemas prescritas frecuentes y de baja intensidad en los bosques de *Pinus ponderosa* (Gaines *et al.*, 2007; Dickson *et al.*, 2009; Hurteau *et al.*, 2010); aunque la retención de árboles muertos en pie puede ser problemática en áreas de quemas prescritas (Hurteau *et al.*, 2010). Las actividades de supresión de incendios forestales conducen a una pérdida de hábitat para estas aves, puesto que el fuego mantiene baja la densidad del arbolado, lo cual deriva en

aerial insectivore that has a positive response to prescribed burning in *Pinus ponderosa* of Western United States (Russell *et al.*, 2009). It has been observed, too, that *Turdus migratorius* uses broadleaves, in an important way, to make their nests; therefore, *Quercus* spp. is a valuable resource for this or other birds that reproduce in this type of vegetation. Thus, as part of the management of its habitat, it is advisable to keep mature oaks in pine masses, to form clear-cuttings as to favor their growth and develop management actions, such as prescribed burnings, that promote oak regeneration that replace the dead examples (Purcell and Drynan, 2008).

In Ohio prescribed burnings are used to keep and restore *Quercus* spp. mixed forests in which *Turdus migratorius* increases, in so far as they are distributed in several years (Artman *et al.*, 2001).

Regulus calendula is resilient to fire in riparian forests that are not frequently burned, even if their masses are reduced in burned locations (Samuels *et al.*, 2005). *Dendroica townsendi* was recorded in a high severity burned site, but Tiedemann and Woodard (2002) described that this species lowered its populations or was absent in *Pinus contorta* Douglas ex Loudon and *Abies lasiocarpa* (Hook.) Nutt. forests with very intense prescribed burnings, for vegetation replacement.

Dendroica occidentalis diminished after prescribed burnings, even of low severity (Bagne, 2011). In a similar way, *Pipilo erythrophthalmus* became more abundant in not burned places of deciduous oak woods of the middle west of the United States of America; however, bird species richness did not differ between sites, with or without prescribed burnings (Aquilani *et al.*, 2003). Nevertheless, in mixed forests of central Mexico, it was observed in mildly burned areas, but not in those without affectation (Ugalde-Lezama *et al.*, 2010).

In this study, *Hylocharis leucotis* was identified, mainly, in the burned area with high severity. It is a nectivorous taxon, which is attracted by the red or orange color of flowers, to which it must be added that their long and slim beak lets them extract nectar from tube-shape flowers, such as *Bouvardia ternifolia* present in such condition and in the season in which this work was accomplished. Lara (2006) and Ortiz-Pulido and Vargas-Licona (2008) determined a relation between hummingbirds (*Hylocharis leucotis*) and flower abundance floral of species like *Bouvardia ternifolia*.

Accipiter bicolor Vieillot, *Atlapetes pileatus* Wagler, *Basileuterus belli* Giraud, *Buteo jamaicensis* Gmelin, *Campylorhynchus rufinucha* Lesson, *Caprimulgus ridgwayi* Nelson, *Caprimulgus vociferus* Wilson, *Catharus occidentalis* Sclater, *Diglossa baritula* Wagler, *Empidonax difficilis* Baird, *Habia fuscicauda* Cabanis, *Myioborus miniatus* Swainson, *Sialia mexicana* Swainson and *Vireolanius meltophrys* Bonaparte were only found in the burned area five years before. In central México, *Atlapetes piliatus*, *Empidonax difficilis* and *Myioborus miniatus* were

mayor abundancia de herbáceas y de invertebrados que le sirven de alimento (Wightman y Germaine, 2006).

La abundancia y riqueza de aves tuvo cambios significativos entre condiciones y muestreos, principalmente, entre C1 y C3, ya que para la segunda fueron muy bajas en los meses de junio y octubre, pero en el mes de noviembre fue más diversa, esto debido a la cantidad de ejemplares migratorios de invierno que arriban en busca de cualidades que el área quemada recientemente les proporciona.

Hutto (1995) (citado por Smith, 2000) señala la presencia de 15 especies de aves más en localidades quemadas poco tiempo antes de la evaluación en el norte de las Montañas Rocosas que en hábitats no quemados recientemente. Algunas comunidades de aves, muestran una gran capacidad de resistencia a los disturbios, por eso el fuego no suele acarrear grandes cambios en ellas (Pons, 2005); además es un factor ecológico que provoca modificaciones en el ecosistema. Bajo un régimen de fuego adecuado, tales cambios son favorables para la avifauna.

La influencia del fuego propicia la heterogeneidad del bosque (cobertura, especies); así, los incendios aportan espacio a la diversidad (por ejemplo, entre áreas quemadas y no quemadas) y tiempo (desde la ocurrencia del fuego), de tal manera que la suma del efecto de las distintas severidades de este fenómeno, permite su análisis integral. Esto se refleja en la mayor riqueza y diversidad de aves en conjunto que se determinó para las tres áreas quemadas, si se le compara con los valores correspondientes a cada una de ellas por separado.

CONCLUSIONES

Las zonas con incendios recientes tuvieron menor riqueza, diversidad y abundancia de aves, con respecto a la incendiada más de cinco años antes, lo que indica que los impactos del fuego al primer año suelen disminuir tales especies, cada una de las cuales hace uso del hábitat para buscar áreas donde encuentran refugio, disponibilidad de alimento y cobertura arbórea para percha.

La riqueza y diversidad de aves en las tres áreas conjuntamente supera las de cada condición individual, lo que denota el aporte a la diversidad de la avifauna de distintos niveles de disturbio por fuego y el tiempo involucrado en cada una.

Muchas de las especies identificadas en el presente trabajo, también se han registrado como típicas de ambientes con disturbio por el fuego tanto en México como en los Estados Unidos de América.



registered in softwood forests lightly disturbed by fire, but were absent in non-affected places. *Catharus occidentalis*, *Diglossa baritula* and *Sialia mexicana* were observed in both conditions (Ugalde-Lezama *et al.*, 2010).

Sialia mexicana is favoured by the clear-cutting and frequent prescribed burnings and of low intensity in *Pinus ponderosa* forests (Gaines *et al.*, 2007; Dickson *et al.*, 2009; Hurteau *et al.*, 2010), even if to keep standing dead trees might become a problem in areas with prescribed burnings (Hurteau *et al.*, 2010). Fire suppression activities result in habitat loss for these birds, as fire keeps tree density, low, which gives way to a higher herb abundance and of invertebrates upon which they can feed (Wightman and Germaine, 2006).

Bird abundance and richness had significant changes between conditions and samplings, mainly between C1 and C3, since they were low for the second in June and October, but in November they were more diverse, as winter migratory birds arrive looking for the advantages that the recently burned area provides them.

Hutto (1995 in Smith, 2000) highlights the presence of 15 more bird species in burned areas a little time before the assessment at the north of the Rocky Mountains than in habitats not recently burned. Some bird communities show a great ability to resist disturbance, which explains why fires does not lead to important changes in them (Pons, 2005); in addition, it an ecological factor that generates changes to the ecosystem. Under the right fire regime, such changes are good for birds.

The influence of fire brings about the heterogeneity of forests (cover, species); forest fires make space for diversity (for example, between burned and unburned areas) and time (since the time fires occur), in such a way that the sum of the effect of the different severities of this phenomenon, allows its whole analysis. This is shown in the greatest bird richness and diversity as a group, which was determined for the three burned areas, if compared to that of each of them.

CONCLUSIONS


Zones with recent fires had a lower bird richness, diversity and abundance compared to that burned more than five years ago, which means that fire impacts in the first year regularly reduce the number of species, and each one of them makes use of their habitat in order to find refuge, food availability and tree cover to perch.

Bird richness and diversity in the three areas together exceed that of the individual conditions, which underlines the contribution to the bird fauna diversity made by the different degrees of disturb from fire and the times involved in the three conditions.

AGRADECIMIENTOS

Al CONACYT, a la DICIFO, UACH y a la CONAFOR estado de Puebla. Particularmente al Sr. Juan Sánchez y al Biól. Andrés Gelasio Miranda Moreno, así como a Miriam, Paty, Griselda y Marco, por su valioso apoyo y colaboración en campo. Esta investigación forma parte del Proyecto Ajusco de la UACH, sobre ecología del fuego, manejo integral del fuego y restauración de áreas incendiadas.

REFERENCIAS

- Aquilani, S. M., T. E. Morrell, and D. C. LeBlanc. 2003. Breeding bird communities in burned and unburned sites in a mature Indiana oak forest. *Proceedings of the Indiana Academy of Science* 112(2): 186-191.
- Artman, V. L., E. K. Sutherland and J. F. Downhower. 2001. Prescribed burning to restore mixed-oak communities in Southern Ohio: effects on breeding-bird populations. *Conservation Biology* 15(5): 1423-1434.
- Bagne, K. E. 2011. Short term responses to prescribed fire in fire-suppressed forests of California. *Journal of Wildlife Management* 75(5): 1051-1060.
- Bojorges B., J.C. y L. López-Mata. 2006. Asociación de la riqueza y diversidad de especies de aves y estructura de la vegetación en una selva mediana subperennifolia en el centro de Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 77: 235-249.
- Cabrera G., L., J. Velázquez M. and W. Escamilla E. 2006. Identification of priority habitats for conservation of the Sierra Madre sparrow *Xenospiza baileyi* in Mexico. *Oryx* 40(2): 211-217.
- Céspedes F., C. 2002. Evaluación y análisis geográfico de la diversidad faunística de Chiapas. CONABIO. San Cristóbal de las Casas, Chis. México. pp. 11-21.
- Chi P., R. A. 2007. Avifauna en bosque manejado de *Pinus patula* en la mojonera, Zacualtipán, Hidalgo. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados, Montecillo, Edo. de Méx., México. 75 p.
- Dickson, B. G., B. R. Noon, C. H. Flather, S. Jentsch and W. M. Block. 2009. Quantifying the multiscale response of avifauna to prescribed fire experiments in the southwest United States. *Ecological Applications* 19(3): 608-621.
- Food and Agriculture Organization (FAO). 2001. The Global Forest Resources Assessment 2000 - main report. Estudio FAO Montes N° 140. Rome, Italy. 479 p.
- Gaines, W. L., M. Haggard, J. F. Lehmkuhl, A. L. Lyons and R. J. Harrod. 2007. Short term response of land birds to Ponderosa pine restoration. *Restoration Ecology* 15(4): 670-678.
- García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Geografía. México, D. F. México. 246 p.
- González O., J. A. 2003. Aplicación de análisis multivariantes al estudio de las relaciones entre las aves y sus hábitats: un ejemplo con passeriformes montanos no forestales. *Ardeola* 50(1):47-58.
- Howell, S. N. G. and S. Webb. 1995. A guide to the birds of Mexico and Northern Central America. Oxford University Press, New York, NY. USA. 851 p.
- Hurteau, S. I., B. Dickson and W. Bloc. 2010. Variability in nest density, occupancy and home range size of western bluebirds after forest treatment. *Forest Science* 56(1): 131-138.
- Kaufman, K. 2005. Guía de campo, las aves de Norteamérica. Hillstar Editions L. C. México, D. F. México. 391p.
- Kotliar, N. B., P. L. Kennedy and K. Ferree. 2007. Avifaunal responses to fire in Southwestern montane forests along a burn severity gradient. *Ecological Applications* 17(2): 491-507.
- Lara, C. 2006. Temporal dynamics of flower use by hummingbirds in a highland temperate forest in Mexico. *Ecoscience* 13(1): 23-29.
- López de Casenave, J., J. P. Pellot, S. M. Caziani, M. Mermoz and J. Protomastro. 1998. Responses of avian assemblages to a natural edge in a chaco semiarid forest in Argentina. *The Auk* 115(2): 425-435.
- Magurran, A. E. 1988. Diversidad ecológica y su medición. Princeton University Press. New York, NY. USA. 200 p.
- Many of the species that were identified in this work have also been recorded as typical of disturbed environments in Mexico and the United States of America. 

ACKNOWLEDGEMENTS

To CONACYT, DICIFO, UACH and CONAFOR Puebla. To Mr. Juan Sánchez and Biól. Andrés Gelasio Miranda Moreno, in particular, as well as to Miriam, Paty, Griselda and Marco, for their valuable support and help during field work. This research study is part of the Ajusco Project of UACH, that refer to fire ecology, fire management and restoration of burned areas.

End of the English version

- Main, M. B. and G. W. Tanner. 2003. Effects of fire on Florida's wildlife and wildlife habitat. Wildlife Ecology and Conservation Department 137. Department of Agriculture, Cooperative Extension Service, University of Florida, Florida. Gainesville, FL. USA. 4 p.
- Margalef, R. 1968. Perspectives in ecological theory. University of Chicago Press. Chicago, IL. USA. 111 p.
- Moreira, F., G. Ferreira P., C. Rego F. and S. Bunting. 2001. Landscape changes and breeding bird assemblages in northwestern Portugal: the role of fire. *Landscape Ecology* 16(2): 175-187.
- National Geographic. 1999. Field guide to the birds of North America. 3rd ed. National Geographic Society, Washington, DC. USA. 480 p.
- Ortiz-P., R. and G. Vargas-L. 2008. Exploring the relationship between humming bird records and flower abundance with spatio-temporal scaling. *Ornitología Neotropical* 19: 473-483.
- Peterson, R. T. y E. L. Chalif. 2008. Aves de México: guía de campo. Editorial Diana. México, D. F. México. 473 p.
- Pons, P. 2005. Consecuencias de los incendios forestales sobre los vertebrados y aspectos de su gestión en regiones mediterráneas. <http://www.udg.edu/portals/92/Bio%20Animal/pdf/Pons%20inCamprodonPlana2007.pdf>. pp. 229-245. (noviembre, 2009).
- Pons, P., B. Lambert, E. Rigolot and R. Prodon. 2003. The effects of grassland management using fire on habitat occupancy and conservation of birds in a mosaic landscape. *Biodiversity and Conservation* 12: 1843-1860.
- Prodon, R., R. Fons and F. Athias-Binche. 1987. The impact of fire on animal communities in the Mediterranean area. In: Trabaud, L. (Ed.). The role of fire in ecological systems. S. P. B. Academic. The Hague, The Netherlands. pp. 121-157.
- Purcell, K. L. and D. A. Drynan. 2008. Use of hardwoods by birds nesting in ponderosa pine forests. Pacific Southwest Research Station. United States Department of Agriculture, Forest Service. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-217. Albany, CA, USA. pp. 417-431.
- Rodríguez T., D. A. 2008. Fire regimes, fire ecology, and fire management in Mexico. *Ambio* 37(7-8): 548-556.
- Rodríguez T., D. A., M. Rodríguez- A., F. Fernández S. y S. J. Pyne. 2001. Educación e incendios forestales. 2a ed. Mundi Prensa. México, D. F., México. 201 p.
- Rodríguez, T., D. A. and R. L. Myers. 2010. Using oak characteristics to guide fire regime restoration in Mexican pine-oak and oak forests. *Ecological Restoration* 28: 304-323.
- Russell, R. E., J. A. Royle, V. A. Saab, J. F. Lehmkuhl, W. M. Block and J. R. Sauer. 2009. Modelling the effects of environmental disturbance on wildlife communities: avian responses to prescribed fire. *Ecological Applications* 19(5): 1253-1263.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Limusa. México, D.F. México. 432 p.
- Samuels, I. A., T. Gardali, D. L. Humple and G. R. Geupel. 2005. Winter site fidelity and body condition of three riparian songbird species following a fire. *Western North American Naturalist* 65(1): 45-52.

- Shisky, A., J. Waugh, P. González, M. González, M. Manta, H. Santoso, E. Alvarado, A. Ainuddin Nuruddin, D. A. Rodríguez-Trejo, R. Swaty, D. Schmidt, M. Kaufmann, R. Myers, A. Alencar, F. Kearns, D. Johnson, J. Smith, D. Zollner y W. Fulks. 2007. El fuego, los ecosistemas y la gente: amenazas y estrategias para la conservación global de la biodiversidad. Informe Técnico de la Iniciativa Global para el Manejo del Fuego 2007-2. The Nature Conservancy. Arlington, VA. USA. 20 p.
- Smith, J. K. 2000. Wildland fire in ecosystems: effects of fire on fauna. United States Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 1. Ogden, UT. USA. 83 p.
- Tiedemann, A. R. and P. M. Woodard. 2002. Multiresources effects of a stand replacement prescribed fire in the *Pinus contorta*-*Abies lasiocarpa* vegetation zone of central Washington. United States Department of Agriculture, Forest Service. Pacific North West Research Station. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-535. Portland, OR. USA. 27 p.
- Udvardy, M. D. F. (Ed.). 2005. The Audubon Society Field Guide to North America Birds. Western Region. A. A. Knopf. New York, NY, USA. 854 p.
- Ugalde-Lezama, S., J. I. Valdez-Hernández, G. Ramírez-Valverde, J. L. Alcántara-Carbajal y J. Velázquez-Mendoza. 2009. Distribución vertical de aves en un bosque templado con diferentes niveles de perturbación. *Madera y Bosques* 15(1): 5-26.
- Ugalde-Lezama, S., J. L. Alcántara C., J. I. Valdéz H., G. Ramírez V., J. Velázquez M. y L. A. Tarango A. 2010. Riqueza, abundancia y diversidad de aves en un bosque templado con diferentes condiciones de perturbación. *Agrociencia* 44(2): 159-169.
- Villaseñor G., J. F. y E. Santana C. 2003. El monitoreo de poblaciones: herramienta necesaria para la conservación de aves en México. In: Gómez D, H, y D. A. Oliveras (Eds.). Conservación de aves. Experiencias en México. Sociedad para el Estudio y Conservación de las Aves en México A.C. Comisión Nacional para la Conservación de la Biodiversidad, Sociedad para el Estudio y Conservación de las Aves de México, A. C. México, D. F. México, pp. 224-262.
- Whelan, R. J. 1995. The ecology of fire. Cambridge University Press. Cambridge, UK. 346 p.
- Wightman, C. S. and S. S. Germaine. 2006. Forest stand characteristics altered by restoration affect western blue bird habitat quality. *Restoration Ecology* 14(4): 653-661.
- Wildlife Society. 1987. Manual de técnicas de gestión de vida silvestre. United States of America for the Wildlife Society, Inc. Bethesda, MD. USA. 703 p.
- Wunderle, J. M. 1994. Census methods for Caribbean land birds. United States Department of Agriculture, Forest Service. Southern Forest Experimental Station. Gen. Tech. Rep. SO-100. New Orleans, LA. USA. 24 p.
- Zar, J. H. 1999. Biostatistical analysis. 4th edition. Prentice Hall Inc. New York, NY. USA. 663 p.