

1990 B

CODIGO 083306173

# UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

## FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



EFFECTO DE LOS INCENDIOS FORESTALES EN LA  
MODIFICACION DEL HABITAT DE LA AVIFAUNA DE LA  
ESTACION CIENTIFICA LAS JOYAS, SIERRA DE  
MANANTLAN, JALISCO-COLIMA.

### TESIS PROFESIONAL

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:  
LICENCIADO EN BIOLOGIA

P R E S E N T A

SARAHY CONTRERAS MARTINEZ

Director de Tesis: EDUARDO F. SANTANA  
CASTELLON

A S E S O R E S :

MA. DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA

MANUEL PIO ROSALES ALMENDRA

GUADALAJARA, JAL.

1992

## DEDICATORIAS

A MIS PADRES: Salvador Contreras y Oliva Martínez por darme la vida y la educación necesaria para conocer y comprender este mundo maravilloso.

A MIS GRANDIOSOS HERMANOS: Josué y David.

A TODOS MIS: Tíos, primos y sobrino.

A MIS ABUELOS: Lupe, Nicolás, Mino y Laura que aprendieron a envejecer con un corazón joven.

A MIS ADORABLES AMIGOS DEL MAR: Los Delfines, por su energía, gracia y agilidad.

A MI MAS VALIOSO AMIGO: Compañero de mi vida, Oscar.

## AGRADECIMIENTOS

Agradezco especialmente al M. en C. Eduardo Santana Castellón, director de esta tesis, por su paciencia, dedicación y asesoría de este trabajo; por sus notables recomendaciones y el hecho de encaminarme en el campo de la investigación.

Al M. en C. Enrique Jardel Peláez, director del Laboratorio Natural Las Joyas, por aceptar que formara parte de esta Institución y por su apoyo en el desarrollo de este trabajo.

Al Dr. William Calder, de la Universidad de Arizona, por formar parte de mis primeras enseñanzas en la Ornitología que fueron la base para el desarrollo del estudio de las aves y por su apoyo en el material utilizado en campo y su valiosa amistad: un verdadero amigo al igual que Lorena, gracias.

A la Biol. Ma. del Coro Arizmendi por su notable amistad, por sus aportaciones, constante ayuda y asesoría; así como en el apoyo económico que fue muy importante para mi estancia durante el desarrollo de este trabajo.

Al M. en C. Manuel Pío Rosales A. por su incansable asesoría en el procesamiento de datos e interpretación de los mismos.

A Raquel Alvarez Rodriguez por su constante dedicación y enseñanza en el campo de la computación, así como el apoyo brindado para la impresión de este trabajo.

Al M. en C. Lázaro Rafael Sánchez Velásquez, al M. en C. Arturo Solís, a la Biol. Angela Saldaña Acosta y M. en C. Rosario Pineda por sus valiosas sugerencias y comentarios.

A todos mis compañeros de la Estación Científicas Las Joyas: Víctor Sánchez, Oscar Cárdenas, Rubén Ramírez, José Aragón, Raúl, Paulino, Fernando, Lola, Ludivina y Lidia que se preocuparon para la organización y realización del trabajo de campo.

A todos mis amigos y compañeros del Laboratorio Natural Las Joyas por el apoyo que me brindaron en distintos momentos de mi estudio les agradezco cumplidamente.

A mis grandes amigos de la vida: Lupita Sepúlveda, Alma D. Zamarripa, Elizabeth Muñoz, Claudia I. Ortiz, Claudia I. Torres, Sonia Navarro, Cecilia García, A. Celedonio Marín, Judith Ceballos, Jesús J. Adame, Alejandra Bueprostro y a todos mis ex-compañeros de escuela.

En especial con gran respeto a mi gran amigo y esposo Oscar Cárdenas por su preocupación, amor y apoyo constante que hicieron que este trabajo lo disfrutáramos y que fuera una parte valiosa de nuestra formación como biólogos.

A todos ellos muchas gracias.

Este trabajo es una contribución del programa de investigación científica en la Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán, dentro del plan de acción de Reservas de la Biósfera auspiciado por el programa M.A.B. (UNESCO) y apoyado con financiamiento de la Universidad de Guadalajara y CONACyT, mediante el proyecto titulado "Efecto de los incendios forestales en la modificación del hábitat de la fauna silvestre" (clave: D 112-904286).

## CONTENIDO

	Pag.
INDICE DE CUADROS . . . . .	i
INDICE DE FIGURAS . . . . .	iii
I. INTRODUCCION. . . . .	1
II. ANTECEDENTES. . . . .	4
2.1. Importancia de México, Jalisco y la Sierra de Manantlán para la conservación de la biodiversidad. . . . .	4
2.2. Relación entre composición y estructura. . . . .	5
2.3. Relación perturbación-sucesión vegetal y cambios en la estructura y composición de la fauna. . . . .	8
2.4. Antecedentes de el impacto de los incendios sobre la avifauna de zonas boscosas. . . . .	10
III. HIPOTESIS . . . . .	14
IV. OBJETIVOS . . . . .	14
4.1. Objetivo general . . . . .	14
4.2. Objetivos particulares . . . . .	14
V. AREA DE ESTUDIO . . . . .	15
5.1. Sierra de Manantlán. . . . .	15
5.2. Estación Científica Las Joyas. . . . .	17
5.2.1. Localización. . . . .	17
5.2.2. Suelos. . . . .	17
5.2.3. Fisiografía . . . . .	18
5.2.4. Vegetación. . . . .	18
5.2.5. Descripción de los sitios . . . . .	20
5.2.6. Incendios forestales en la ECLJ. . . . .	23
VI. METODOLOGIA . . . . .	24
6.1. Revisión bibliográfica . . . . .	24
6.2. Trabajo de campo . . . . .	24
6.2.1. Técnicas de muestreo. . . . .	24
6.2.1.1. Técnicas de parcela de radio fijo. . . . .	24
6.2.1.2. Técnica de captura de . . . . .	27
aves con red de niebla.	
6.2.2 Muestreo de la vegetación. . . . .	28

VII.	RESULTADOS. . . . .	30
	7.1. Características del hábitat. . . . .	30
	7.2. Composición de especies de aves. . . . .	32
VIII.	DISCUSION . . . . .	80
IX.	CONCLUSIONES. . . . .	85
X.	BIBLIOGRAFIA. . . . .	89

## INDICE DE CUADROS

### Cuadro

- 1 Características de la estructura y composición de la vegetación en tres tipos de hábitats donde se muestreó la avifauna.
- 2 Composición de especies en tres tipos de vegetación.
- 3 Cambios en la similitud de la composición de especies en tres tipos de vegetación.
- 4 Distribución biogeográfica de la avifauna en tres tipos de vegetación en la ECLJ.
- 5 Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ. Mes: Enero.
- 6 Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ. Mes: Febrero.
- 7 Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ. Mes: Marzo.
- 8 Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ. Mes: Abril.
- 9 Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ. Mes: Mayo.
- 10 Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ. Mes: Junio.
- 11 Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ. Mes: Julio.
- 12 Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ. Mes: Agosto.
- 13 Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ. Mes: Septiembre.
- 14 Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ. Mes: Octubre.
- 15 Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ. Mes: Noviembre.



- 16 Niveles de probabilidad (P) asociados a las comparaciones en abundancia de especies en los tres tipos de vegetación.
- 17 Porcentaje de especies residentes, migratorias, residentes migratorias, migratorias locales. Observadas en bosque de pino-encino, bosque quemado y bosque mesófilo de montaña.
- 18 Abundancia relativa de especies de aves pertenecientes a distintos gremios tróficos en tres tipos de vegetación en la ECLJ.
- 19 Porcentaje de especies de aves pertenecientes a diferente migración y gremio trófico en el bosque de pino-encino de la ECLJ.
- 20 Porcentaje de especies de aves pertenecientes a diferente migración y gremio trófico en el bosque quemado de la ECLJ.
- 21 Porcentaje de especies de aves pertenecientes a diferente migración y gremio trófico en el bosque mesófilo de montaña la ECLJ.
- 22 Porcentaje y número de especies observadas en diferentes estratos, en tres tipos de vegetación.
- 23 Porcentaje y número de individuos observados en diferentes estratos en tres tipos de vegetación.
- 24 Dinámica estacional de aves migratorias en el bosque de pino-encino, de la ECLJ.
- 25 Dinámica estacional de aves migratorias en el bosque quemado, de la ECLJ.
- 26 Dinámica estacional de aves migratorias en el bosque mesófilo de montaña, de la ECLJ.
- 27 Resultado global del muestreo de redes de niebla durante dos temporadas (secas y lluvias) en la ECLJ.

## INDICE DE FIGURAS

### Figura

- 1 Localización geográfica de la Sierra de Manantlán y la Estación Científica Las Joyas.
- 2 Localización de los sitios de muestreo en la Estación Científica Las Joyas.
- 3 Dinámica estacional de aves migratorias (individuos).
- 4 Dinámica estacional de aves migratorias (especies).

CUCBA



BIBLIOTECA CENTRAL

## I. INTRODUCCION

El medio ambiente ha sido y será una preocupación para el hombre por el hecho de representar la base del desarrollo de la humanidad. A medida que el tiempo pasa, aumenta el deterioro ecológico por la irracionalidad con la que se explotan los recursos naturales, siendo estos cada vez más limitados para el desarrollo social.

Los bosques ocupan a nivel mundial un tercio de los continentes y juegan un papel muy importante para el mantenimiento de los procesos ecológicos que sostienen la vida en el planeta. Los bosques están siendo reducidos drásticamente por actividades antrópicas como la tala inmoderada, el pastoreo de ganado, el avance de la frontera agrícola y los incendios forestales, ocasionando estos factores la alteración del hábitat de la vida silvestre y la modificación de diversos factores ambientales (Jardel, 1989a).

Una de las perturbaciones que influyen de manera determinante en la transformación de los procesos del ecosistema son los incendios forestales. Estos han afectado la mayor parte de los bosques del mundo en el transcurso de la vida y siempre han sido un factor natural muy importante en la configuración del medio ambiente, por lo que presentan una influencia fundamental tanto sobre la historia vital de las especies como sobre el ecosistema (Spurr *et al.*, 1982). En México la importancia de estos se ejemplifica con el hecho de que, en la década de 1973 a 1983 se reportaron 67,249 incendios en el país, los que afectaron unas 2'087,672 Ha (SARH, 1984; Anaya, 1989).

Entre los componentes del ecosistema que son afectados por los incendios, se encuentran las aves. Estas intervienen en

varios procesos ecológicos: son agentes primarios de dispersión de frutos y semillas, controlan las poblaciones de insectos y, además, son indicadores de la calidad del medio ambiente (Alvarez, 1983; Chandler *et al.*, 1983). También las aves han sido importantes en actividades económicas donde sostienen una amplia gama de industrias y servicios. Desde tiempos remotos el hombre las ha utilizado para vestirse, alimentarse (Leopold, 1972; Santana *et al.* 1990) y han jugado un papel muy importante en las culturas, siendo en estas representantes de dioses; por ejemplo, los aztecas adoraban el colibrí, llamado huitzilín en náhuatl (Wheller, 1967). Las aves no sólo tienen valor cultural y económico, también han servido para promover los avances de la ciencia, ya que a través de su estudio se han hecho contribuciones al conocimiento de la etología, fisiología, anatomía, ecología y conservación entre otras. Además, los estudios de aves han aportado grandes conocimientos al desarrollo de técnicas de manejo de fauna (Johnston, 1986).

Las aves son uno de los grupos de vertebrados con una alta tasa de extinción, usualmente en respuesta a algunas perturbaciones de los bosques. Actualmente hay más de 240 especies que están en peligro en el mundo (Kind, 1981 en Johnston, 1986), y en México hay 115 especies en peligro o vulnerables (CIPA-MEX, 1988).

Para lograr la conservación de la avifauna se requiere conocer como las perturbaciones ambientales afectan sus poblaciones en zonas boscosas. Esto es necesario no solo para salvar las especies que están en peligro de extinción, sino también para predecir los efectos que tienen los incendios sobre la avifauna.

Las zonas boscosas de Jalisco son uno de los recursos naturales más importantes de la nación. Jalisco ocupa el tercer lugar nacional en superficie de bosques templados y el séptimo en existencias volumétricas de madera (SARH, 1884). Tomando en cuenta la superficie boscosa en mejor estado de conservación en el país, Jalisco es el segundo estado en extensión de bosque tropical caducifolio, el quinto en extensión de bosque tropical subcaducifolio y el quinto en extensión de bosque de coníferas (Flores Villela y Gerez, 1988). Desafortunadamente, es también Jalisco un estado que se distingue por ocupar consistentemente los primeros lugares de superficie afectada por incendios a nivel nacional.

Por estas razones el conocimiento de la relación fuego-vegetación-suelo-fauna, es fundamental para predecir los cambios ocasionados por incendios (p. ej. para elaborar dictámenes de impacto ambiental), así como para poder aplicar el fuego como una herramienta útil de manejo forestal.

A pesar de la frecuencia de los incendios ocasionados en el país, no existen estudios publicados que describan la relación fuego-aves. El presente estudio pretende integrar los conocimientos que se tienen acerca del impacto de los incendios forestales sobre la vegetación y el efecto de estos cambios en relación a la estructura y composición de la comunidad de aves. Los resultados generados sobre la avifauna aportarán la generación de modelos predictivos que auxilien en la elaboración de dictámenes de impacto ambiental y contribuirán en la elaboración de pautas de manejo para la Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán; estos conocimientos son necesarios para lograr preservar la diversidad biológica no solo de la Reserva, sino también de nuestro país.

## II. ANTECEDENTES

### 2.1. Importancia de México, Jalisco y la Sierra de Manantlán para la conservación de la biodiversidad.

México es un país que presenta una gran riqueza y diversidad de fauna silvestre, ya que por ser una zona de transición biogeográfica sustenta una interesante mezcla de especies faunísticas y florísticas, así como una gran variabilidad climática, geológica y topográfica (Jardel, 1989b).

En el país se alberga el 10% de la flora mundial con más de 30,000 especies (Gómez Pompa, 1985) y el 11% del total de las especies de vertebrados vivientes con 2,400 especies. Además cuenta con 65.4% (1,257 especies) del total (1,922 especies) de vertebrados endémicos de Mesoamérica (Flores Villela y Gerez, 1988).

En lo referente a la preservación de biodiversidad, Jalisco es uno de los estados más prominentes ya que alberga el 30% de la riqueza florística de México y ocupa el sexto lugar entre los estados del país en diversidad de vertebrados terrestres. Los distintos bosques de Jalisco y las zonas costeras sostienen el 53% de la riqueza de especies de aves y el 22% de las especies de mamíferos en el país (Flores Villela y Gerez, 1988; Jardel, 1990).

Jalisco es un estado importante para la conservación de las aves en el país, ya que alberga 550 especies de aves que representan el 55% de las 1,000 especies mexicanas; aproximadamente el 37% de las especies de Jalisco son migratorias. Es uno de los estados que sostiene mayor número de especies endémicas; y es uno de los pocos estados en que su

avifauna está categorizada en proporciones similares de distribución neártica (60%) y neotropical (40%) (SARH, 1984; Jardel, 1989b).

Por su denominación como Reserva de la Biósfera, en la Sierra de Manantlán se realizan actividades de aprovechamiento forestal en el área de amortiguamiento, así como acciones de protección en la zona núcleo. La Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán en Jalisco y Colima, es un área protegida considerada como una de las más importantes en el país por su riqueza biológica que sufre frecuentemente incendios destructivos. Los bosques de la Reserva sostienen más de 3,000 especies de plantas, 108 especies de mamíferos que representan 62.4% de las especies en Jalisco, 336 especies de aves de las especies de Jalisco, que representan el 44% de las aves terrestres de México y 53 especies de reptiles y anfibios (Guzmán, 1985; Santana *et al.*, 1989; Jardel, 1990; Santana *et al.*, 1990; Jardel, 1991).

La fauna silvestre ha jugado un papel importante en la subsistencia de varias comunidades rurales de la Sierra de Manantlán. En esta categoría se encuentran las aves que presentan dieciocho taxa utilizadas como alimento, remedio o mascotas; por ejemplo la chachalaca (*Ortalis poliocephala*), el choncho (*Penelope purpurascens*), las codornices o gallinitas (*Dendroortyx macroura*), (*Philortyx fasciatus*), las palomas (*Columba fasciata*), los pericos (*Amazona finschi*) y el jilguero (*Myadestes occidentalis*) entre otros (Santana *et al.*, 1990).

## 2.2. Relación entre composición y estructura de un bosque y la fauna.

A través del proceso de selección natural las especies se adaptan a su ambiente. A raíz de estas adaptaciones evolutivas

los individuos de una especie seleccionan aquellos tipos de vegetación que cubran sus requerimientos de vida (hábitat, alimentación, reproducción) (Thomas *et al.*, 1979).

Si bien son los factores físico-climáticos (latitud, altitud, temperatura, insolación, precipitación, estacionalidad, tipo de suelo, etc.) los que determinan los tipos de comunidades que se encuentran en diversas regiones del planeta, son a su vez las comunidades de bosques y sus etapas sucesionales las que poseen condiciones ambientales que influyen en la composición de la fauna silvestre en lugares específicos.

A lo interno de las comunidades existen varios tipos de interacciones que son importantes en su organización y funcionamiento; estos son principalmente: la competencia, la depredación y diversos tipos de simbiosis. La competencia entre plantas, herbívoros y carnívoros a veces controla la diversidad y abundancia de especies en una comunidad al tiempo que la depredación da lugar a su organización en cadenas alimenticias. La simbiosis abarca fenómenos importantes, como el mutualismo y el parasitismo, que añaden un elemento más de complejidad a la organización de la comunidad. La transferencia de energía alimenticia desde su origen en las plantas, por los herbívoros hasta carnívoros, recibe el nombre de cadena alimenticia.

La mayor parte de las comunidades vegetales presentan una estratificación vertical. La disposición vertical de las plantas está relacionada con la disminución en la cantidad de luz. En los bosques densos (selvas) menos del 1% de la luz solar recibida llega hasta el suelo. La competencia por la luz es un factor decisivo en la estratificación de los bosques. Las plantas que tienen éxito no son necesariamente las de mayor follaje, sino aquellas cuyas hojas están en mejor posición para interceptar la



luz y, en muchos casos, la altura es decisiva como ventaja para esto último (Donal, 1963 en Krebs, 1985).

La avifauna está influenciada por la estratificación vertical del bosque y dependiendo del tipo de vegetación vamos a encontrar diferentes especies de aves. Algunas especies están especializadas en utilizar el dosel, otras los troncos, otras el estrato arbustivo y otras el suelo y la hojarasca. En general, se ha encontrado que mientras aumenta la complejidad estructural de un bosque tiende a aumentar la diversidad de especies de aves (Krebs, 1985).

La cobertura del suelo compuesta por hojarasca, humus y especies herbáceas proporciona sitios para que las aves forrajeen y aniden. El estrato arbustivo provee frutos, flores e insectos como alimento así como cobertura para muchas especies de aves (Krebs, 1985; Thomas *et al.*, 1979).

El estrato arbóreo formado por diversas especies, sostiene muchas especies de aves que raramente bajan al sotobosque o a la hojarasca. Este estrato es muy complejo y alberga especies que se reparten los recursos del dosel forrajeando en diferentes sitios, algunas en el interior de las copas y otras en el exterior. Además, los troncos de los árboles y las cavidades en este estrato son sitios importantes de forrajeo y anidación, respectivamente (Thomas *et al.*, 1979; Tubbs *et al.*, 1987).

De los árboles dependen otros grupos importantes como las plantas epifitas (helechos, cactáceas, orquídeas, bromelias, etc.) y lianas que se suspenden de las ramas. El hábitat epifítico lo encontramos tanto en bosques tropicales como templados, pero es más desarrollado en lugares húmedos. Las epifitas y lianas obtienen su soporte de los árboles hospederos,

y producen una gran variedad de frutos y néctares que aumentan los recursos disponibles para las aves. Estas plantas acumulan materia orgánica muerta creando un microhábitat que sostiene una gran variedad de invertebrados (lombrices, escarabajos, milípedos, etc.) que a su vez sirven de alimento para muchos vertebrados, principalmente aves (Nadkarni y Longino, 1988).

La presencia de estos diferentes componentes del bosque (hojarasca, epífitas, estrato herbáceo, arbustivo y arbóreo) determinan en cierto grado la estructura y composición de la avifauna; sin embargo, estos componentes se modifican notablemente a través de las estaciones del año, de modo que la estructura de la comunidad no es constante. La lluvia, la temperatura y la humedad relativa son factores ambientales ecológicamente importantes que influyen en varios procesos ecológicos: caída de hojas, rebrotes, floración, fructificación, cambios en abundancia y disponibilidad de alimento (Thomas *et al.*, 1979; Odum, 1988). Al modificarse la vegetación por los incendios, las aves deben adaptarse a las nuevas condiciones ambientales y algunas dejan temporalmente la zona hasta que las nuevas condiciones las favorezcan.

### 2.3. Relación perturbación-sucesión vegetal y cambios en la estructura y composición de la fauna.

Los incendios son unos de los factores que afectan la composición, estructura y dinámica de los bosques y a su vez a la fauna silvestre. Las perturbaciones tanto naturales (caída de árboles, derrumbes) como antropogénicas modifican los estados sucesionales de un bosque (Pineda, 1988; Jardel y Sánchez, 1989c; Jardel 1991). La sucesión se refiere al reemplazamiento de la biota de un área por una de naturaleza diferente y se encuentran involucrados tanto los animales como las plantas. Los cambios en

la fauna, sin embargo, tienden a seguir más que a conducir los cambios en la vegetación (Spurr *et al.*, 1982). La sucesión es un proceso central de la dinámica de los ecosistemas, cuyo estudio y comprensión es fundamental para el manejo científico de los bosques (Jardel y Sánchez, 1989c).

Las perturbaciones ocasionadas por el hombre amplifican el efecto de las perturbaciones naturales. En muchas regiones la influencia antrópica es determinante del patrón sucesional y de la dinámica de un bosque (Jardel y Sánchez, 1989c). Una de las perturbaciones más significativas y poco estudiadas es el comportamiento del fuego en relación con la vida silvestre.

El impacto del fuego varía considerablemente dependiendo de su duración, frecuencia, localización, extensión y forma, así como la estación del año y las propiedades del sitio en que se presenta (topografía, humedad, temperatura, tipo de vegetación) (Chandler *et al.*, 1983).

No todos los incendios son igualmente destructivos. Los incendios forestales no controlados y de intensidad moderada a elevada afectan las propiedades físicas del suelo, la cobertura vegetal (reduciendo así el suministro de alimento para ciertos organismos) y ocasionalmente producen alteraciones en el ciclo hidrológico y la destrucción de hábitats ecológicos (Komarek, 1969; Komarek, 1971; Chandler *et al.*, 1983; Anaya, 1989). Tales efectos modifican la riqueza de especies en una comunidad y la abundancia de ciertas especies animales.

El fuego puede afectar a un bosque de diferentes maneras. Un incendio de copa puede arrasarse con un área forestal matando todos los árboles. Un incendio superficial reduce solamente el estrato arbustivo y la hojarasca causando menos impacto (Bendell,

1974; Lyon *et al.*, 1978; Chandler *et al.*, 1983). Los investigadores que han estudiado el impacto de los incendios en zonas de Norteamérica han recalcado la importancia del fuego para proveer un mosaico de hábitats necesarios para las diversas especies de la fauna (Wright y Heinselman 1973, en Spurr *et al.*, 1982).

Los incendios no siempre son dañinos, ya que un incendio planeado con fines de manejo silvícola puede mejorar la calidad del arbolado y proveer hábitats para la fauna silvestre, y también permite preparar el suelo para la germinación de semillas (Rzendowski, 1978; Chandler *et al.*, 1983).

En la Sierra de Manantlán, los incendios que se han presentado generalmente son superficiales y la mayoría de ellos son de origen antropogénico, ligados a las actividades agropecuarias o por descuidos de fogatas y fumadores (Anaya, 1989; Jardel, 1991). Para estudiar los procesos sucesionales causados por incendios, en la Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán se ha elaborado un marco conceptual que ya ha sido presentado a la comunidad científica (Jardel y Sánchez, 1989c). Este marco ha servido de base para diversos trabajos sobre vegetación y fauna silvestre (Sánchez, 1988; Pineda, 1988; Anaya, 1989; Jardel *et al.*, 1989a; Jardel, 1991 ).

#### 2.4. Antecedentes de el impacto de los incendios sobre la avifauna de zonas boscosas.

Los trabajos que investigan el efecto de incendios sobre la avifauna silvestre, en su mayoría están restringidos a zonas templadas de Estados Unidos, Canadá y Europa (Miller, 1957; Givens, 1962; Komarek, 1969 y 1971; Bendell, 1974; Christensen y Kimber, 1975; Lyon *et al.*, 1978), y con contadas excepciones a

zonas de Australia y Africa (Chandler et al., 1983). Son escasos en la literatura científica los estudios sobre el efecto de los incendios forestales en la avifauna tropical, y en particular en México no hay estudios al respecto.

Para protegerse de los incendios las aves dependen de su movilidad. Se ha observado que algunas especies de aves son atraídas a las áreas quemadas (p. ej. los mosqueros [Contopus virens, Tyrannus tyrannus]), mientras que otras son ahuyentadas por un incendio (p. ej. los tordos [Dolichonyx oryzivorus]). El comportamiento varía de acuerdo a las adaptaciones de la especie, la disponibilidad de alimento, las condiciones ambientales locales, las características del fuego y el tipo de vegetación (Bendell, 1974; Chandler et al., 1983).

El fuego puede causar la desaparición de algunas aves (p. ej. la disminución de la población en gorriones [Passerculus sp., Passerherbulus sp. y Dolichonyx sp.]) a causa de la reducción de la cobertura del bosque ocasionada por los incendios forestales. Algunas aves de la familia Picidae anidan en los troncos muertos y los usan como parte del cortejo para atraer a su pareja. La destrucción de estos troncos por el fuego puede causar que los pájaros carpinteros dejen el área. Sin embargo, algunos carpinteros son atraídos a las áreas quemadas meses o años posteriormente al incendio, ya que el arbolado muerto por este fenómeno los provee de alimento (insectos) (Blackford, 1955; Koplin, 1969 en Chandler et al., 1983).

Las aves al igual que el resto de la fauna silvestre, presentan adaptaciones según sus requerimientos específicos de hábitat (alimento, refugio, protección contra sus depredadores, reproducción, etc.). Si existe modificación del hábitat por incendios, tala, abertura de campos agrícolas, por lo general las

aves buscan un refugio donde puedan sobrevivir. Algunas aves encuentran ventaja cuando se presentan estas situaciones, ya que pueden encontrar su alimento más rápido. Este es el caso del Buteo jamaicensis, Falco sparverius y Contopus virens, entre otros (Komarek, 1969; Bendell *et al.*, 1974; Chandler *et al.*, 1983). Existen especies que forrajean en las ramas y acículas de coníferas (Parulinae, Vireonidae), y al incendiarse esta parte de la copa de los árboles, disminuyen dichas aves (Bock, 1970 en Peek, 1986).

Cuando el fuego afecta a un bosque las condiciones climáticas (viento, lluvia, humedad, temperatura, etc.) fluctúan mucho llegando a matar los polluelos de algunas poblaciones de aves (Bendell, 1974). Algunos autores piensan que el número de especies de aves disminuye en un bosque que se ve frecuentemente afectado por incendios con intensidades elevadas, mientras que otros han demostrado que los bosques afectados por una baja frecuencia de incendios de baja intensidad sostienen un mayor número de especies que bosques no perturbados (Chandler *et al.*, 1983; Peek, 1986). Es decir, una cantidad moderada de incendios pudieran aumentar el número de especies de aves en un bosque.

En áreas que sufrieron un incendio de copa, se observa una disminución de aves en el dosel y un aumento en el dosel de áreas no quemadas adyacentes (Bock y Lurch 1970, en Peek, 1986). Cuando los incendios son superficiales se encuentra mayor número de aves en el dosel que en el sotobosque de las áreas quemadas. Los incendios afectan el hábitat de las aves de distinta manera al eliminar diferentes componentes ya sea la hojarasca, troncos caídos o arbustos.

En el suroeste de Arizona, se observa que después de los incendios, algunas aves tales como Falco sparverius, Geococcyx

sp., Otus asio, Tyranus vociferans, Pipilo fuscus, Cyrtonyx montezumae, Turdus migratorius, Sialia mexicana, Sialia sialis, Junco phaeonotus entre otros, prefieren claros para alimentarse. Las especies más numerosas son aquellas que viven en malezas densas de etapas tempranas de sucesión posterior a un incendio, tales como Myarchus cinerascens, Poliophtila caerulea, Dendroica nigrescens, Icterus parisorum y Pipilo erythrophthalmus (Chandler et al., 1983).

Los bosques de viejo crecimiento son importantes para muchas especies de aves; sin embargo, estos han disminuido en cuanto a superficie. Las principales causas han sido el aprovechamiento forestal y en algunos casos los incendios. Por consecuencia, la fauna silvestre que requiere de este tipo de hábitat para sobrevivir también ha disminuido. Al parecer, poblaciones de especies de aves que requieren árboles grandes de la familia Psittacidae como Ara militaris (Guacamaya), Amazona finschi (Cotorra o perico) y la familia Picidae como Campephylus guatemalensis (Pico real o carpintero), Dryocopus lineatus (Carpintero) han disminuido en la Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán. Estas especies anidan en estos tipos de bosques en árboles mayores a 30 cm de diámetro (Jardel, 1990).

Existen también especies que son beneficiadas por las perturbaciones (actividad forestal, incendios, etc.). Por ejemplo, tenemos el caso de algunas especies de la familia Trochilidae (colibríes) que utilizan los abundantes recursos de néctar producidos por flores de plantas adaptadas a hábitats perturbados (Des Granges, 1980)

### III. HIPOTESIS

La modificación de la vegetación por influencia de incendios forestales cambia la estructura y composición de las comunidades de aves.

### IV. OBJETIVOS

#### 4.1. Objetivo General.

Comparar la composición y estructura de las comunidades de aves de un bosque de pino-encino perturbado por un incendio de copa, con bosques de pino-encino y mesófilo de montaña adyacentes en la Estación Científica Las Joyas.

#### 4.2. Objetivos particulares.

4.2.1. Describir los cambios estacionales de las comunidades de aves en los tres tipos de bosque, en base a los siguientes parámetros: riqueza, composición y abundancia de especies; estructura trófica y composición migratoria.

4.2.2. Determinar como la complejidad estructural y la composición de la vegetación influyen en la estructura y composición de la comunidad de aves.



## V. AREA DE ESTUDIO

### 5.1. Sierra de Manantlán.

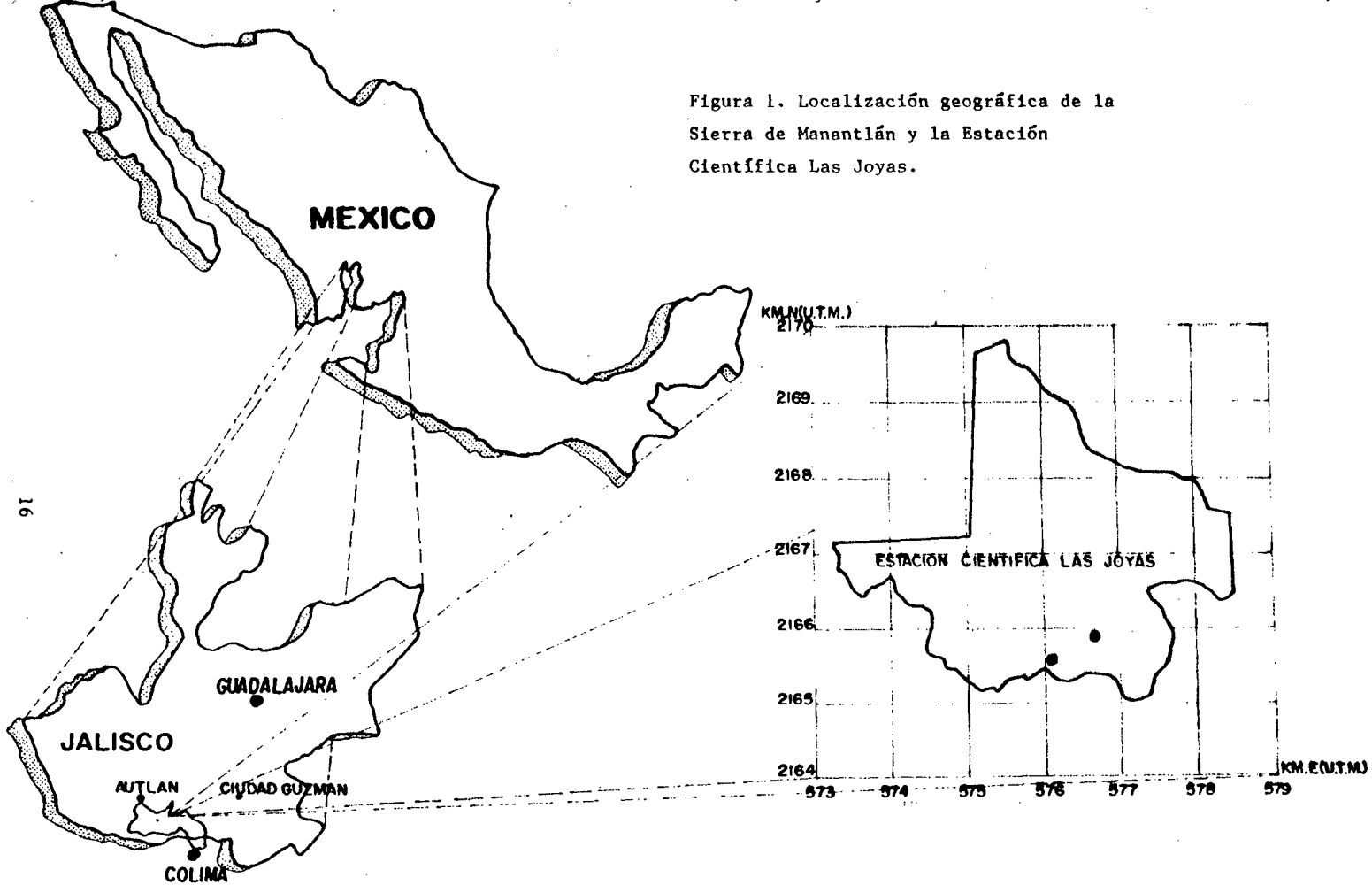
La Sierra de Manantlán es un macizo montañoso que se localiza en el suroeste del Estado de Jalisco formando parte de la Sierra Madre del Sur. Está ubicada en los límites de los estados de Jalisco y Colima, en el Occidente de México, a unos 50 km de la costa del Océano Pacífico, entre los 19°26'47" y 19°42'05" de latitud Norte y 104°27'05" y 103°51'12" de longitud Oeste. Su altitud oscila entre 800 y 2 860 msnm (Jardel, 1990) (Figura 1).

La Sierra es en su mayor parte de origen volcánico, exceptuando la parte Sureste que está formada por el domo calcáreo de Cerro Grande, de naturaleza kárstica (Lazcano, 1988; LNLJ, 1989; Jardel, 1990).

La variación altitudinal y la complejidad orográfica son dos factores que originan una gran diversidad de climas en la zona. En el área se encuentran principalmente tres grupos climáticos, siguiendo la clasificación de Köeppen modificada por García (1972): cálido subhúmedo (Aw), templado subhúmedo (Cw) y semiseco muy cálido (Bsl), todos ellos subgrupos transicionales. El régimen de lluvias es de verano, con una marcada estación seca de noviembre a mayo (Jardel, 1990).

En la Sierra de Manantlán, debido a la variedad de las condiciones fisiográficas y la amplitud altitudinal, existe una gran variedad vegetal, entre las que dominan el bosque de oyamel, bosque mesófilo de montaña, bosque de pino, bosque de pino-encino, bosque de encino caducifolio, bosque de encino subcaducifolio, bosque tropical subcaducifolio y bosque tropical

Figura 1. Localización geográfica de la Sierra de Manantlán y la Estación Científica Las Joyas.



caducifolio, además de diversas formaciones secundarias asociadas a estos tipos principales, y a las zonas agrícolas (Jardel, 1990). La Sierra de Manantlán ha sido reconocida como un centro de diversidad de plantas por la IUCN (Flores Villela y Gerez, 1988).

## 5.2. Estación Científica Las Joyas (ECLJ).

### 5.2.1. Localización.

El presente estudio se realizó en la Estación Científica Las Joyas de la Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán (RBSM), que abarca una extensión de 1 245 Ha en el centro-Oeste de la Sierra, y corresponde a la zona núcleo de la RBSM. Presenta una variación en altitud que va de los 1 600 a los 2 180 msnm (Saldaña y Jardel, 1988) (Figura 1).

### 5.2.2. Suelos.

Los suelos predominantes corresponden al grupo de los alfisoles, con un 72% aproximadamente, siendo estos suelos lavados con acumulación de arcillas en los horizontes subsuperficiales, siendo más o menos fértiles, con pH ácido. En menor proporción le siguen los suelos maduros llamados ultisoles, que son poco fértiles, intemperizados, predominando las texturas medias en los horizontes superficiales con pH ácido, y por último los inceptisoles, suelos inmaduros que presentan un horizonte de cambio, conservando características del material madre y en los que predominan los pH ácidos y son de fertilidad moderada (Quintero, 1988).

### 5.2.3. Fisiografía.

La ECLJ presenta una topografía muy irregular, con pendientes que abarcan del 3 al 100%, siendo dominantes aquellas entre los 15 y 45%. Su altitud varía de 1 600 a 2 180 msnm (Quintero, 1988); ésta última corresponde a la elevación del Cerro de San Campús.

### 5.2.4. Vegetación.

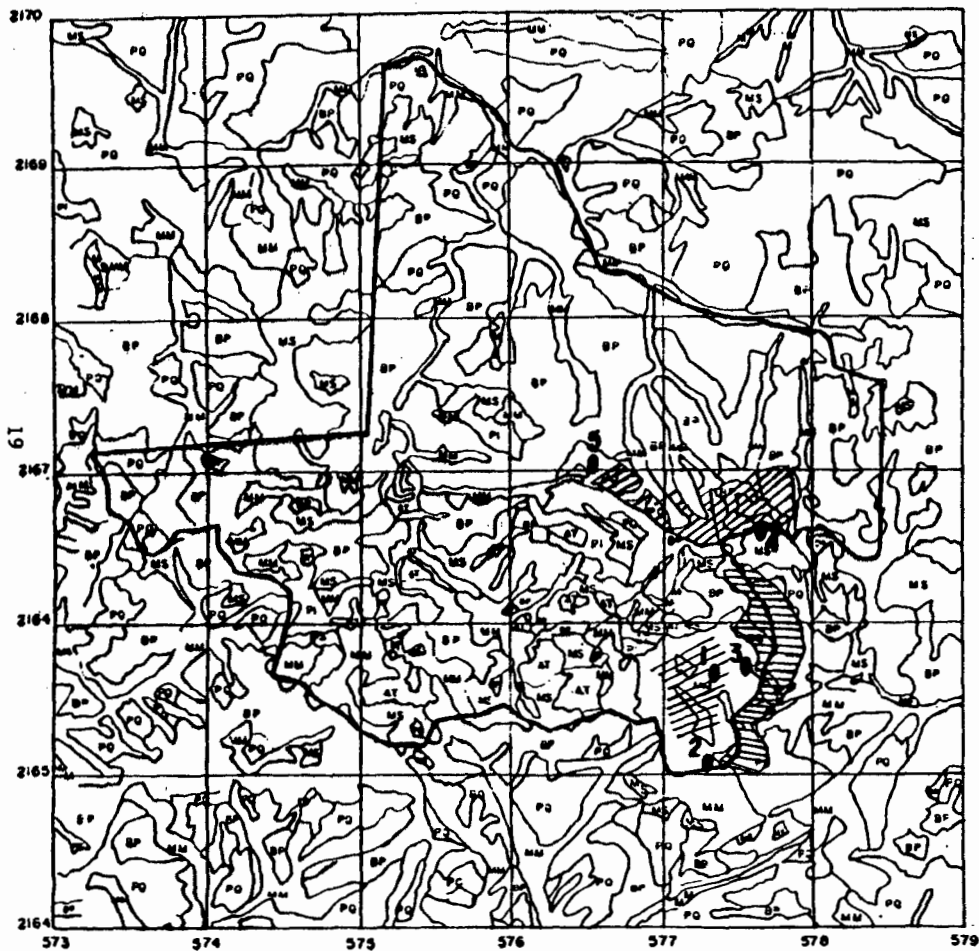
En la ECLJ se encuentran representados 5 tipos de vegetación: Bosque de Pino (Pinus), Bosque de Pino-Encino (Pinus-Quercus), Bosque Mesófilo de Montaña, Bosque de Galería, Matorrales Secundarios y Agricultura de Temporal (Saldaña y Jardel, 1988). El presente estudio abarca tres tipos de vegetación: Bosque de Pino-Encino (BPE) y Bosque Mesófilo de Montaña (BMM) situados en la parte noroeste, y Bosque Quemado (BQ) en el sureste de la ECLJ (Figura 2).

En el bosque de pino encontramos especies tales como Pinus douglasiana, P. herreraei, P. oocarpa y en ocasiones pueden estar mezclados con encinos en baja proporción como Quercus candicans, Q. acutifolia, y Q. scytophylla.

Se encuentran representando al bosque de pino-encino las especies Pinus douglasiana, P. herreraei, y P. oocarpa mezclados con Quercus salicifolia, Q. acutifolia, Q. scytophylla, y Q. elliptica junto con otras latifoliadas como Magnolia iltisiana, Cletra hartwegii y Arbutus xalapensis.

El bosque de galería lo componen principalmente especies como Alnus sp. y Fraxinus sp.

Figura 2. Localización de los sitios de muestreo en la Estación Científica Las Joyas.



UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA  
LABORATORIO NATURAL LAS JOYAS

CARTA DE VEGETACION

E.C.L.J.



ESC. 1:25,000

**SIMBOLOGIA**

--- LIMITE DEL PREDIO  
CABANAS

**SITIOS DE MUESTREO**

- 1 BHM EL OMPARRAL
- 2 CERRO DE SAN CAMPUS
- 3 PUERTO DE SAN CAMPUS
- 4 PUERTO DEL BELLOTEADERO
- 5 CERRO DEL SOL Y LA LUNA

- BHM BOSQUE MESFILLO DE MONTANA
- BP BOSQUE DE PINO
- PQ BOSQUE DE PINO ENCINO
- CS BOSQUE DE ENCINO SUBCADUCIFOLIO
- CC BOSQUE DE ENCINO CADUCIFOLIO
- MS MATORRAL SECUNDARIO
- AT AGRICULTURA DE TEMPORAL
- PI PASTIZAL INDUCIDO
- BQ BOSQUE QUEMO

CARTA ELABORADA A PARTIR DE FOTOFUIMAS AERIAS  
ESC. 1:25,000 Y CARTOGRAFIA ESC. 1:50,000 ENTADA  
POR 1:25,000

CARTOGRAFIA

El bosque mesófilo de montaña está confinado principalmente a las cañadas protegidas y laderas de pendientes pronunciadas, en sitios donde la niebla es frecuente; aquí se encuentran: Quercus oxaris, Q. candicans, Q. salicifolia, Magnolia iltisiana, Carpinus tropicalis, Cornus disciflora, Juglans major, Fraxinus uhdei, Ostrya virginiana y Tilia mexicana, entre otros.

Sobre el estrato arbóreo del bosque mesófilo de montaña crecen helechos, orquídeas, cactáceas y otras plantas epífitas. En el estrato arbustivo se encuentran Conostegia vulcanalis, Ternstroemia pringlei, Viburnum sp., Styrax argenteus, Fuchsia arborescens, Symplocos prynophylla y Clevers integrifolia. El estrato herbáceo está compuesto por Irigidia sp., Geranium antisepalum, Ranunculus petiolaris, Salvia mexicana y otras (Saldaña y Jardel, 1988).

#### 5.2.5. Descripción de los sitios.

Se eligieron tres tipos de vegetación: bosque de pino-encino, bosque quemado y bosque mesófilo de montaña. El bosque de pino-encino es un rodal de aproximadamente 150 Ha que incluye manchones de bosque de pino y bosque mesófilo de montaña. La mayor parte del rodal está formado por árboles jóvenes, lo cual se debe principalmente a la explotación forestal que se mantuvo durante dos periodos de mayor actividad en 1960-1965 y 1970-1979. Otra causa que ha afectado a estos bosques son la alta frecuencia de incendios que se registraron entre 1940 y 1988 (Jardel, 1991).

El área muestreada se localizó a una altitud entre los 2 080 y 2 160 msnm, rodeada por bosque mesófilo de montaña en cañadas, bosque de pino-encino y bosque de pino, dominando las especies de Pinus herrerae y P. douglasiana, los que se encuentran mezclados con encinos (Quercus candicans, Q. scytophylla, Q. glaucescens,

Q. acutifolia) y otras especies como Alnus iacullensis, Arbutus xalapensis y Ternstroemia dentisepala que son componentes del bosque mesófilo de montaña adyacente. En 1974 se cortó el último rodal maduro al norte del Picacho del Sol y La Luna formado por árboles con diámetro promedio de 80 a 100 cm y de altura promedio de 25 m (Jardel, 1991).

En la ECLJ se encuentra un área que fue afectada por un incendio de copa en 1983. Esta área se localiza en la parte sureste de la ECLJ (San Campús). Su topografía es irregular, encontrándose a su alrededor bosque de pino-encino, bosque de pino y bosque mesófilo de montaña. El arbolado sobreviviente al incendio es escaso y disperso y no forma un dosel cerrado, pero es una importante fuente de semilla endógena. La composición del arbolado está formada por Pinus douglasiana, E. herrerae, E. nocarpa, Cornus disciflora y algunos árboles del género Quercus. Las especies arbóreas más abundantes en la regeneración son Pinus douglasiana, Arbutus xalapensis, Quercus scytophylla, Buddleia parviflora, Euphorbia schlectendalii, Pinus herrerae y Ternstroemia pringlei. Aparecen especies de latifoliadas que forman parte de los rodales vecinos del bosque mesófilo de montaña, como Clethra hartwegii que es poco común en el arbolado, pero aparece frecuentemente en la regeneración. Su estructura y composición antes del incendio era similar a la del bosque de pino-encino arriba descrito.

El estrato arbustivo está constituido principalmente por: Lupinus sp., Eupatorium collinum, Triunffeta semitriloba, Podachaenium eminens, Viguera sp., Solanum sp., Rubus sp., Senecio salignus y Phytolacca icosandra.

En el estado subarbustivo encontramos: Pteridium aquillinum, Stevia rhombifolia, Crotalaria sp., Piqueria trinervia, Lobelia

laxiflora y Cirsium sp. Las herbáceas más comunes son: Salvia mexicana, Salvia lavanduloides y Conyza gnapthalioides, entre otras (Anaya, 1989).

El área cuenta con pendientes que van del 14 al 21% aproximadamente, encontrándose altitudes que oscilan entre los 2 080 y 2 240 msnm; es una zona cuya superficie la constituyen 50 Ha, que limita con bosque de pino-encino y bosque mesófilo de montaña. Esta zona ha estado sujeta a pastoreo de ganado, y aún se desconoce su impacto.

Los sitios de muestreo en el bosque mesófilo de montaña estaban localizados entre los 2 000 y 2 080 msnm, en una zona de 122 Ha aproximadamente, conectada por cañadas de bosque mesófilo de montaña y bosque de pino y pino-encino. La fisonomía del bosque es siempre verde y exuberante con abundantes epifitas; los árboles alcanzan una altura promedio de 30 m. Esta zona se encuentra rodeada de matorral secundario, campos de Zea diploperennis, bosque de pino y bosque de pino-encino.

El bosque mesófilo de montaña ha sufrido perturbaciones en años anteriores, como la extracción de especies selectivas: Nogal (Juglans major), Fresno (Fraxinus uhdei) y Magnolia (Magnolia iltisiana) entre otros, y perturbaciones ocasionadas por la caída de árboles por viento o mortalidad. La presencia de árboles con diámetros mayores a 100 cm en el rodal, sugiere que este bosque puede considerarse de viejo crecimiento con una edad quizás de 100 años (Pineda, 1988). La composición del sotobosque está dominada por Parathesis villosa y Carpinus tropicalis.



### 5.2.6. Incendios forestales en la ECLJ.

El uso del fuego asociado a la agricultura ha sido una de las formas más comunes de perturbación antrópica en la Sierra de Manantlán, considerándose la antigüedad de la población y la agricultura en la Sierra. Se supone que el fuego ha sido un factor de perturbación presente durante siglos (Jardel, 1991).

Entre 1940 y 1988 en la ECLJ se registraron 21 incendios forestales que afectaron cerca de 20 000 Ha. Los incendios que se generan en la ECLJ son generalmente superficiales, excepto los de 1974 en el Noreste del predio (zona del Encino Herrado-Peña Bola) y los de 1983 en el Puerto de San Campús, que fueron incendios de copa. El intervalo promedio de incendios en la ECLJ es de 4.8 y 17 años, lo que indica que existe una alta frecuencia de incendios en la zona, presentándose estos en el periodo de sequía de marzo-junio (Jardel, 1991).

## VI. METODOLOGIA

### 6.1. Revisión bibliográfica.

Para realizar el estudio sobre el efecto de incendios en la dinámica poblacional de aves, se realizó primero la revisión bibliográfica en la Universidad de Guadalajara con literatura tanto del extranjero como del país. Se consultaron trabajos sobre la ecología y biología de aves, efectos del fuego en la fauna, técnicas de manejo de aves y otra información relevante.

### 6.2. Trabajo de campo.

El trabajo de campo se realizó en la ECLJ, eligiéndose un área representativa de un bosque de pino-encino quemado que abarca unas 40 Ha y está rodeada por bosque mesófilo de montaña y bosque de pino-encino. La vegetación del bosque quemado y los rodales adyacentes fueron estudiados por Anaya 1989; Jardel, 1991 y Sánchez-Velásquez, 1988.

#### 6.2.1. Técnica de muestreo.

##### 6.2.1.1. Técnica de parcela de radio fijo.

La técnica principal de muestreo utilizada fue la técnica de parcela de radio fijo (Hutto, 1986a). Consiste en establecer transectos con parcelas con un radio de 25 m cada una, en donde se cuentan las aves. Este método permite estimar la abundancia y composición de las comunidades de aves presentes en un área, en cualquier estación del año.

Durante dos meses anteriores al estudio aprendí a identificar las especies de aves en base a observaciones directas

y a sus cantos. Se establecieron transectos en tres tipos de vegetación asegurando de que se cubriera la mayor superficie de los rodales. Se establecieron 26 parcelas a 100 m de distancia una de otra. El diámetro de la parcela y las distancias se midieron con el distanciómetro y cinta métrica. Se anotaron las aves observadas y escuchadas en cada parcela inmediatamente al entrar en ella mientras se caminaba al centro de la misma. A partir de aquí, se continuó anotando las detecciones dentro y fuera del radio de 25 m en el mismo hábitat durante 10 minutos. Para cada individuo detectado se anotó el estrato donde se encontraba (suelo, arbusto, tronco, dosel). Durante el censo se tomaron las siguientes dos medidas relativas de abundancia:

- a) El número de individuos de cada especie detectados dentro de un radio de 25 m que rodea al observador.
- b) El número de individuos de cada especie detectados más allá de los 25 m de radio, pero dentro del hábitat estudiado.

Se iniciaron los muestreos de las 07:00 hasta las 12:00 hrs., porque la mañana es el periodo de mayor actividad de las aves.

Los censos se realizaron mensualmente durante dos días consecutivos en cada tipo de vegetación ya que posteriormente al segundo día las tasas disminuyen y no es redituable extender el periodo de muestreo; se muestreaban 13 parcelas por día. Para la identificación de cantos de cada especie se utilizó como auxiliar una grabadora y para la observación e identificación de las aves se usaron binoculares con lentes de 7 x 35 aumentos.

Este censo está restringido a detectar las aves que residen en el bosque y excluye aquellas que son nocturnas o con ámbitos hogareños muy grandes como los tecolotes (Familia Strigidae), tapacaminos (Familia Caprimulgidae), rapaces (Familia Cathartidae, Accipitridae y Falconidae), golondrinas (Familia Hirundinidae) y vencejos (Familia Apodidae).

Las especies detectadas durante los muestreos fueron clasificadas según su distribución biogeográfica (neotropical, neártica y extensa), su condición migratoria (residente, migratorio, migratorio-local y residente-migratorio) y el gremio trófico (insectívoro, frugívoro, granívoro, nectarívoro-insectívoro e insectívoro-frugívoro).

#### Proceso de evaluación.

Se derivaron tres índices relativos de abundancia para cada especie (Hutto 1986a):

- 1) El número promedio ( $\bar{X}$ ) de las aves detectadas en las parcelas circulares de 25 m de radio ( $\times 100$ ) durante 10 minutos de conteo.
- 2) La frecuencia de detección de la especie dentro de la parcela [F(25 m)] durante 10 minutos de conteo.
- 3) La frecuencia de detección de la especie fuera de la parcela F(u) durante los 10 minutos de conteo.

Para comparar la abundancia de especies entre los tres tipos de vegetación usando los promedios de individuos por parcelas, se realizaron análisis de varianza (ANOVA) no-paramétricos basados en la prueba de Kruskal-Wallis (para comparar sitios múltiples) y

de Rangos de Wilcoxon (para comparar dos muestras) (Zar, 1984; Hutto, 1986a). Para comparar la abundancia de especies con base a las frecuencias, se usó la prueba Ji-cuadrada, con la corrección de Yates. Para estimar la similitud en la composición de especies entre hábitats se utilizó el índice de similitud de Sorenson.

#### 6.2.1.2. Técnica de captura de aves con red de niebla.

Las redes de niebla contienen: la red en secciones o tramos horizontales (4 secciones) colocada entre dos postes con cuerdas. El material de la red es muy fino, parecido a un cabello grueso, que para las aves es casi invisible. Las redes utilizadas fueron de nylon, negras, con una luz de 24 mm y 32 mm, sostenidas por tubos de aluminio sujetos al suelo.

Las redes de niebla se utilizaron dos veces: una en temporada de secas y otra en temporada de lluvia para complementar los listados de especies generados en los censos Hutto. En cada tipo de vegetación se colocaron de 10 a 12 redes en serie. Las redes se colocaron donde hubo sombra, o contra un fondo oscuro o protegido contra el viento. La eliminación de la vegetación y desechos debajo de la red ayudaron a prevenir que se enredaran las redes o se lastimaran las aves.

Se sacaron con precaución las aves de la red. Primero, se observó para qué lado cayó y se liberaron las patas, gradualmente se fue trabajando con las alas y el resto del cuerpo. Después de ser liberadas de la red, se tomaron los datos del individuo (especie, sexo, peso, muda, grasa, medidas de cola, ala, y pico), también se anotaron en que red y sección de la red (parte alta o baja) cayeron. Se procedió a identificarlas y se liberaron.

Las redes se revisaron cada 30 a 60 minutos para evitar que las aves murieran por calor o frío y para evitar asustar a otras aves con visitas muy frecuentes. Las redes no se utilizaron durante periodos de fuertes vientos o lluvias, porque además de que disminuyen la captura de las aves, estas se pueden lastimar.

Se calcularon las tasas de capturas como el número de individuos capturados entre el número de horas-red (No. de redes x No. de horas) de esfuerzo (Karr, 1981). No se muestreó por más de dos días en cada tipo de vegetación porque disminuye la tasa de captura y no se capturan especies adicionales.

#### 6.2.2. Muestreo de la vegetación.

La estructura y la composición de la vegetación en la zona quemada ha sido estudiada por Anaya (1989), y la del bosque mesófilo de montaña y bosque de pino-encino por Sánchez-Velásquez (1988) a través del Inventario Forestal de la Estación Científica Las Joyas en el cual se caracterizó el bosque. Esta información, conjuntamente con el historial de incendios de la zona (Jardel, 1991), se utilizó para relacionar la presencia de aves con el tipo de vegetación. Se analizaron aquellos sitios del Inventario Forestal que coincidieron con los sitios de muestreo de las aves. La localización de los sitios se hizo por medio de fotografía aérea escala 1:25,000, cartas de vías de comunicación de la ECLJ escala 1:10,000 y una carta de los tipos de vegetación, elaboradas todas por el LNLJ.

La selección de los sitios de muestreo del Inventario Forestal, se realizó diferenciando las distintas asociaciones vegetales presentes en el área. Se seleccionaron al azar cuadrantes de 20 x 12.5 m en base a un plano elaborado a partir

de fotografías aéreas tomadas en 1972. Se muestrearon los árboles con diámetros iguales o mayores a 5 cm (Sánchez-Velásquez, 1988).

## VII. RESULTADOS

### 7.1. Caracterización del hábitat.

Se ubicaron 13 cuadrantes de vegetación en el bosque de pino-encino y 19 cuadrantes en el bosque mesófilo de montaña. El rodal de bosque quemado se caracterizó en base a tres cuadrantes de vegetación y se complementó con la información de Anaya (1989).

En el estrato arbóreo de los cuadrantes se encontraron 10 especies arbóreas en bosque de pino-encino, 22 especies en el bosque mesófilo de montaña y 4 especies en el bosque quemado.

El bosque de pino-encino fue el que obtuvo una altura promedio menor. El bosque mesófilo de montaña presentó arbolado más alto y de mayor diámetro por ser el bosque con menos perturbaciones y de mayor edad. El arbolado del bosque quemado presentó características intermedias entre el bosque de pino-encino y bosque mesófilo de montaña en cuanto altura y promedio de los árboles se refiere (Cuadro 1).

El bosque quemado fue el que presentó la menor área basal mientras que el bosque de pino-encino, a pesar de tener árboles pequeños tuvo un área basal alta, debido a la alta densidad de árboles. En cuanto a densidad se observó que el bosque de pino-encino tiene el mayor número de árboles por parcela, seguido del bosque mesófilo de montaña y finalmente bosque quemado.

El bosque de pino-encino presentó el menor número de especies por cuadrantes, mientras que el bosque quemado y bosque mesófilo de montaña son similares; sin embargo, las especies de



CUADRO 1. Características de la estructura y composición de la vegetación en tres tipos de hábitats donde se muestreó la avifauna.

ARBOLADO	BFE N=13	BG N=3	BMM N=9
Altura X del dosel (m)	13.90	14.50	18.15
DAP X árboles (cm)	11.40	24.30	34.83
Area basal (m <sup>2</sup> /ha)	0.62	0.22	0.68
No. de árboles	453.00	15.00	120.00
No. de árboles por cuadrante	34.80	5.00	6.30
No. de spp. de árboles /cuadrante	0.77	1.33	1.15
No. de árboles 5-15cm DAP	386	4	20
No. de árboles 15-25cm DAP	47	7	27
No. de árboles 25-35cm DAP	8	2	27
No. de árboles 35-45cm DAP	5	1	17
No. de árboles 45-55cm DAP	4	0	12
No. de árboles <55cm DAP	3	1	17
Abundancia herbáceas:			
Ausente	7.69	0	0
Ligera	76.92	0	10.52
Moderada	7.69	33.33	15.78
Densa	7.69	66.66	73.68
Abundancia arbustivo:			
Ausente	15.38	0	5.26
Ligera	76.92	33.33	26.31
Moderada	7.69	33.33	42.1
Densa	0	33.33	26.31

a: Cifras en base a los muestreos del Inventario Forestal, cuadrantes 250m.

b: Cifras dadas en % de hierbas y arbustos en base al Inventario forestal, cuadrantes 8 x 8 m.

árboles en el bosque quemado son en su mayoría árboles jóvenes menores de 25 cm.

La distribución de diámetros de los tres rodales refleja las perturbaciones que han sufrido los tres tipos de vegetación. En el bosque de pino-encino el 95.6% de los árboles son de diámetros de 5 a 25 cm que comprenden el 73.3% de árboles, mientras que en el bosque mesófilo de montaña el porcentaje equivalente es sólo el 39.2%.

En el bosque de pino-encino la cobertura herbácea fue escasa, clasificándose el 84.6% de los cuadrantes con abundancia ligera y ausente. En contraste, en el bosque quemado todas las parcelas se clasificaron como moderadas y densas y en el bosque mesófilo de montaña este correspondió al 89.5%. El patrón de abundancia de los arbustos fue similar al de las herbáceas.

#### 7.2. Composición de especies de aves.

Se muestrearon 26 parcelas en cada tipo de vegetación, durante 11 meses lo que generó un total de 858 sitios durante el año. Durante estos muestreos se detectaron 113 especies. No se pudieron distinguir las especies del género Empidonax, por lo que este género se analizó como si fuera una especie adicional.

Durante el periodo de muestreo se detectaron 9,606 individuos pertenecientes a las 114 especies (Cuadro 2) que representan el 65% del total de especies de aves (176) conocidas para la ECLJ. Este estudio aportó 4 nuevos reportes de especies para la Estación: Tilmatura dupontii, Amazilia rutila, Dendroica graciae e Icterus wagleri.

CUADRO 2. Composición de especies en tres tipos de vegetación.

ESPECIE	DIST	MIGR	GREM	BPE	BO	BMM
Fenelope purpurascens	T	R	F	X		X
Dactylortyx thoracicus	T	R	G	X	X	X
Dendroortyx macroura	T	R	G	X	X	X
Columba fasciata	T	R	F	X	X	X
Leptotila verreauxi	T	R	F			X
Amazilia beryllina	T	ML	NI	X	X	X
Amazilia rutila	T	ML	NI			X
Athis heloisa	A	R	NI	X	X	X
Colibri thalassinus	T	R	NI	X	X	X
Eugenes fulgens	T	R	NI	X	X	X
Hylocharis leucotis	T	R	NI	X	X	X
Lampornis amethystinus	T	R	NI	X	X	X
Lampornis clemenciae	A	ML	NI			X
Phaethornis superciliosus	T	ML	NI			X
Selasphorus platycercus	A	ML	NI	X	X	X
Selasphorus rufus	A	M	NI	X	X	X
Stellula calliope	A	M	NI		X	
Trogon mexicanus	T	R	IF	X		X
Campephylus guatemalensis	T	R	I			X
Colaptes auratus cafer	A	R	I	X	X	X
→ Dendrocopus stricklandi	A	R	I	X	X	X
→ Dryocopus lineatus	T	R	I			X
Melanerpes formicivorus	T	R	IF	X	X	X
→ Piculus auricularis	T	R	I	X		
→ Sphyrapicus varius	A	M	I	X		
→ Veniliornis fumigatus	P	R	I	X	X	X
Lepidocolaptes leucogaster	T	R	I	X	X	X
Sittasomus griseicapillus	T	R	I			X
Xiphorhynchus flavigaster	T	R	I	X	X	X
Camptostoma imberbe	T	R	I			X
→ Myopagis viridicata	T	R	I		X	
Contopus borealis	A	M	I		X	X
Contopus pertinax	A	RM	I	X	X	X
→ Contopus sordidulus	A	RM	I	X	X	X
Mitrephanes phaeocercus	A	RM	I	X	X	X
→ Pachyrhamphus aglaiae	T	R	IF	X	X	
→ Pachyrhamphus major	T	R	IF	X		
Tityra semifasciata	T	R	IF	X		X
Attila spadiceus	T	R	IF		X	X
→ Megarhynchus pitangua	T	R	I	X		X
→ Myarchus tuberculifer	T	R	I	X	X	X
→ Myarchus tyrannulus	T	R	I	X	X	X
Tyrannus vociferans	A	R	I	X	X	X
Empidonax sp	A	RM	I	X	X	X
Cyanocitta stelleri	A	R	IF	X		
→ Cyanocorax yncas	T	R	IF			X
→ Regulus calendula	A	M	I	X	X	X
Catharus aurantiirostris	T	R	IF		X	X
→ Catharus frantzii	T	R	IF			X
Catharus guttatus	A	M	IF	X		X
Catharus occidentalis	A	R	IF	X	X	X
Catharus ustulatus	A	M	IF	X		X

CUADRO 2. Composición de especies en tres tipos de vegetación.

ESPECIE	DIST	MIGR	GREM	BPE	BD	BMM
→ Myadestes occidentalis	T	R	IF	X	X	X
Ridwayia pinicola	A	ML	IF	X	X	X
Sialia sialis	E	M	I		X	
Turdus assimilis	T	R	IF	X	X	X
Turdus migratorius	A	M	IF	X	X	X
Certhia americana	A	R	I	X		X
Sitta carolinensis	A	R	I	X	X	X
Henicorhina leucophrys	T	R	I	X	X	X
Troglodites aedon	E	RM	I	X	X	X
Melanotis caerulescens	T	R	IF	X	X	X
→ Bombycilla cedrorum	A	M	F	X	X	X
Ptilogonyx cinereus	T	ML	IF	X	X	X
Vireolanius melitophrys	T	R	I	X		X
Vireo gilvus	A	RM	I	X	X	X
Vireo huttoni	A	R	I	X	X	X
→ Vireo hypochryseus	T	R	I			X
Vireo solitarius	A	RM	I	X		X
→ Passerina versicolor	T	R	G		X	
→ Pheucticus ludovicianus	A	M	IF		X	
→ Pheucticus melanocephalus	A	M	IF	X	X	X
Atlapetes pileatus	A	R	IG	X	X	X
Atlapetes virenticeps	A	R	IG	X	X	X
Diglossa baritula	T	R	NI	X	X	X
Junco phaeonotus	T	R	G		X	
→ Melospiza lincolni	A	M	G		X	
→ Melospiza melodia	A	R	G		X	
→ Pipilo ocai	A	R	IG	X	X	X
Icterus cuculatus	T	ML	IF		X	X
→ Icterus galbula	A	M	IF	X	X	X
Icterus graduacauda	T	R	IF	X	X	X
→ Icterus parisorum	A	ML	IF		X	
Icterus pustulatus	T	ML	IF		X	
Icterus wagleri	T	ML	IF		X	
→ Basileuterus belli	T	R	I	X		X
→ Cardellina rubrifrons	A	M	I	X	X	X
→ Dendroica coronata	A	M	I		X	
→ Dendroica graciae	T	R	I	X	X	X
→ Dendroica nigrescens	A	M	I	X	X	X
→ Dendroica occidentalis	A	M	I	X	X	X
Dendroica townsendi	A	M	I	X	X	X
Ergaticus ruber	A	ML	I	X		X
→ Mniotilta varia	A	M	I	X	X	X
Myoborus miniatus	T	R	I	X	X	X
Myoborus pictus	T	M	I	X	X	X
Opornis tolmiei	A	M	I		X	X
→ Parula superciliosa	T	R	I	X		X
→ Peucedramus taeniatus	T	R	I	X	X	X
→ Seiurus motacilla	A	M	I		X	
Vermivora celata	A	M	I		X	
→ Vermivora luciae	A	M	I			X
→ Vermivora peregrina	A	M	I	X		X
→ Vermivora ruficapilla	A	M	I		X	X
Wilsonia pusilla	A	M	I	X	X	X

CUADRO 2. Composición de especies en tres tipos de vegetación.

ESPECIE	DIST	MIGR	GREM	BPE	BG	BMM
Euphonia elegantissima	T	R	F			X
Piranga bidentata	T	R	IF	X	X	X
Piranga eritrocephala	A	R	IF	X	X	X
Piranga flava	T	RM	IF	X	X	X
→ Piranga ludoviciana	A	M	IF	X	X	X
→ Piranga rubra	A	M	I		X	X
Carduelis notata	T	R	G	X	X	X
→ Carduelis psaltria	T	R	G		X	
Coccothraustes abeillei	A	R	F	X	X	
ESPECIES TOTALES:				79	85	93

T = Neotropical  
 A = Neártico  
 E = Extenso

R = Residente  
 ML = Migratorio Local  
 M = Migratorio  
 RM = Residente Migratorio

F = Frugívoro  
 G = Granívoro  
 I = Insectívoro

NI = Nectarívoro Insectívoro  
 IF = Insectívoro Frugívoro

El bosque mesófilo de montaña fue el que presentó la mayor riqueza de especies contando con 93 especies, seguido por el bosque quemado con 85 especies y por último el bosque de pino-encino con 79 especies (Cuadro 2). El mayor número de especies (60) se observó en los tres tipos de vegetación, lo que sugiere que son generalistas en su selección de hábitat, aunque se deben analizar las diferencias en abundancia para detectar preferencias de hábitat. El bosque quemado fue el que presentó el mayor número de especies restringidas a ese tipo de vegetación (15). Unas 13 especies se observaron solamente en el bosque mesófilo de montaña y solo cuatro en bosque de pino. Trece especies se encontraron solamente en el bosque mesófilo de montaña y el bosque de pino-encino, siete solamente en bosque mesófilo de montaña y bosque quemado y dos especies en bosque de pino-encino y bosque quemado.

La composición de aves del bosque mesófilo de montaña fue más similar con la del bosque de pino-encino, teniendo estos dos bosques 73 especies en común. Quizás esto se debió a que los bosques tienen un tipo de dosel más continuo en comparación con el bosque quemado. El bosque quemado presentó el mismo valor de similitud con el bosque de pino-encino y bosque mesófilo de montaña. Sin embargo, la similitud entre los tres tipos de vegetación no fueron constantes durante todo el año. La comunidad de aves de los bosques mesófilo de montaña y pino-encino fueron más similares entre los meses de marzo-junio y difirieron más entre agosto-noviembre. Para el bosque de pino-encino y bosque quemado las comunidades de aves fueron más similares entre los meses de abril-junio y difirieron más de agosto-noviembre aunque para el mes de febrero se calculó un índice de similitud bajo anómalo. El bosque mesófilo de montaña y el bosque quemado presentaron los índices de similitud más altos entre enero-junio y los más bajos entre julio-noviembre (Cuadro 3).

De las 114 especies el 50.8% son neotropicales, el 47.4% tienen distribución neártica y solo el 1.7% es de distribución extensa. El bosque mesófilo de montaña tuvo la mayor proporción de aves de distribución neotropical con un 52.7%, mientras que el porcentaje de aves neotropicales para el bosque de pino-encino y bosque quemado fue de 48.1% y 51.8% respectivamente. Sin embargo, estas diferencias no fueron estadísticamente significativas ( $\chi^2$ -cuadrada = 1.27,  $gl=4$ ,  $P>0.05$ ) (Cuadro 4).

Las diferencias de las comunidades de aves entre los diferentes tipos de vegetación puede que no se detecten comparando solo el listado de las especies, ya que la abundancia de cada especie es también un factor importante que diferencia las comunidades de aves.

Los cuadros del 5 al 15 presentan los resultados de los muestreos con la técnica de parcelas de radio fijo de enero a noviembre. Para cada cuadro se comparan los tres tipos de vegetación en base:

- 1) Al promedio de individuos observados dentro de la parcela (X).
- 2) Frecuencia de la especie observada dentro del radio de 25 m en las 26 parcelas  $F(25)$ .
- 3) Frecuencia de las especies observadas fuera de la parcela  $F(u)$ .

Esta información permite evaluar los meses en los cuales se detectó el mayor número de individuos de cada especie y hacer comparaciones con estudios en otras localidades. Los cuadros

CUADRO 3. Cambios en la similitud de la composición de especies en tres tipos de vegetación.

T. veg.	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	ESP. COM.	TOTALES
BPE-BMM	0.67	0.72	0.75	0.75	0.69	0.76	0.71	0.63	0.60	0.63	0.47	73	0.84
BPE-BQ	0.62	0.44	0.65	0.67	0.68	0.77	0.72	0.48	0.57	0.64	0.55	63	0.76
BMM-BQ	0.66	0.63	0.60	0.67	0.64	0.64	0.52	0.60	0.54	0.53	0.50	68	0.76

ESP. COM = Especies comunes, BPE = Bosque de pino-encino,  
 BQ = Bosque quemado, BMM = Bosque mesófilo de montaña.

CUADRO 4. Distribución biogeográfica de la avifauna en tres tipos de vegetación, en la ECLJ.

	BPE		BQ		BMM	
	No. spp	%	No. spp	%	No. spp	%
Neotropical	36	48.1	39	45.9	49	52.7
Neártica	40	50.6	44	51.8	43	46.2
Extensa	1	1.3	2	2.4	1	1.1
Total de spp	79		85		93	



presentan los resultados de forma clara y concisa por lo que se describen solo algunos meses representativos de todo el año.

En el mes de enero (Cuadro 5), en base a la densidad de individuos por parcela las especies que presentaron la mayor abundancia fueron Hylocharis leucotis para el bosque de pino-encino, Colibri thalassinus para el bosque quemado y Myoborus miniatus para el bosque mesófilo de montaña. El análisis en base a la frecuencia de detección dentro de la parcela F(25) generó el mismo resultado con estas tres especies como las más abundantes. Sin embargo, el análisis de frecuencia de detecciones fuera de la parcela F(u) indicó que Myadestes occidentalis es la especie más abundante en los tres tipos de vegetación; las cuatro especies mencionadas anteriormente fueron residentes durante todo el año.

En abril (Cuadro 8), el análisis de densidad de individuo en la parcela sugirió que las especies más abundantes son Hylocharis leucotis, Lampornis amethystinus y Dendroica townsendi en bosque de pino-encino (con valores promedio idénticos de 30.77), Bombycilla cedrorum para bosque quemado y Ptilogonys cinereus en bosque mesófilo de montaña. Resaltan aquí 3 de las 5 especies consideradas como migratorias, y además Bombycilla cedrorum y Ptilogonys cinereus se observaron en bandadas grandes. El análisis en base a las detecciones de frecuencia dentro de la parcela no se ve tan afectado por la presencia de bandadas grandes y en este caso las especies más abundantes son Hylocharis leucotis y Lampornis amethystinus en bosque de pino-encino, Hylocharis leucotis y Ptilogonys cinereus en bosque quemado y Lampornis amethystinus para bosque mesófilo. El análisis de la frecuencia fuera de la parcela dio como resultado que Myadestes occidentalis fue la especie más abundante.

CUADRO 5. Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ

MES:ENERO

ESPECIE	X			F(25)			F(u)		
	BPE	BQ	BMM	BPE	BD	BMM	BPE	BD	BMM
<i>Fenelope purpurascens</i>	0	0	11.54	0	0	0.04	0	0	0
<i>Dactylortyx thoracicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04
<i>Dendroortyx macroura</i>	0	26.92	7.69	0	0.12	0.08	0.19	0.23	0.15
<i>Leptotilia verreauxi</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Amazilia beryllina</i>	0	50	0	0	0.31	0	0	0	0
<i>Atthis heloisa</i>	0	3.85	7.69	0	0.04	0.08	0	0	0
<i>Colibri thalassinus</i>	26.92	200	73.08	0.19	0.81	0.62	0.04	0.04	0.04
<i>Eugenes fulgens</i>	3.85	15.38	3.85	0.04	0.04	0.04	0	0	0
<i>Hylocharis leucotis</i>	96.15	136.46	26.92	0.54	0.77	0.27	0.04	0	0
<i>Lampornis aemihystinus</i>	38.46	0	84.62	0.31	0	0.73	0	0	0
<i>Selasphorus platycercus</i>	0	7.69	0	0	0.08	0	0	0	0
<i>Selasphorus rufus</i>	19.23	173.08	7.69	0.19	0.69	0.04	0	0	0
<i>Stellula calliope</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Trogon mexicanus</i>	15.38	0	34.62	0.12	0	0.31	0.19	0	0.23
<i>Campephylus guatemalensis</i>	0	0	15.38	0	0	0.156	0	0	0
<i>Dendrocopus stricklandi</i>	3.85	0	3.85	0.04	0	0.04	0	0	0
<i>Melanerpes formicivorus</i>	65.38	115.38	7.69	0.42	0.62	0.08	0.15	0.27	0
<i>Sphyrapicus varius</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Lepidocolaptes leucogaster</i>	50	11.54	61.54	0.31	0.12	0.42	0.23	0.04	0.12
<i>Sittasome griseicapillus</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	7.69	0	15.38	0.08	0	0.12	0.04	0	0
<i>Camptostoma labebe</i>	0	0	7.69	0	0	0.08	0	0	0
<i>Myopagis viridicata</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Empidonax sp</i>	7.69	34.62	26.92	0.08	0.23	0.12	0	0	0
<i>Contopus pertinax</i>	0	19.23	3.85	0	0.04	0.04	0	0	0.04
<i>Contopus sordidulus</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	88.46	34.62	57.69	0.54	0.27	0.35	0.12	0.15	0.08
<i>Tityra semifasciata</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Myarchus tuberculifer</i>	0	3.85	3.85	0	0.04	0.04	0	0	0.04
<i>Myarchus tyrannulus</i>	23.08	7.69	11.54	0.12	0.04	0.12	0	0.08	0
<i>Tyrannus vociferans</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0.08	0
<i>Cyanocitta stelleri</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0
<i>Cyanocorax yncas</i>	0	0	26.92	0	0	0.19	0	0	0.19
<i>Regulus calendula</i>	0	0	11.54	0	0	0.04	0	0	0
<i>Catharus gutatus</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Catharus occidentalis</i>	3.85	26.92	3.85	0.04	0.19	0.04	0	0	0
<i>Catharus ustulatus</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Myadestes occidentalis</i>	50	84.62	73.08	0.35	0.54	0.42	0.46	0.46	0.35
<i>Turdus assimilis</i>	15.38	7.69	57.69	0.15	0.08	0.42	0.04	0	0.04
<i>Turdus migratorius</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Sitta carolinensis</i>	46.15	53.85	15.38	0.35	0.35	0.15	0	0.08	0.04
<i>Henicorhina leucophrys</i>	3.85	7.69	46.15	0.04	0.08	0.38	0	0	0.08
<i>Troglodites aedon</i>	11.54	3.85	34.62	0.08	0.04	0.31	0.04	0	0.04
<i>Melanotis caerulescens</i>	23.08	80.77	46.15	0.19	0.58	0.35	0.08	0	0
<i>Ptilogonys cinereus</i>	7.69	15.38	3.85	0.04	0.08	0.04	0	0	0
<i>Vireolanus melitophrys</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04
<i>Vireo gilvus</i>	25.08	0	0	0.15	0	0	0	0	0
<i>Vireo huttoni</i>	3.85	3.85	0	0.04	0.04	0	0	0	0
<i>Vireo solitarius</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Pheucticus ludovicianus</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	3.85	15.38	11.54	0.04	0.12	0.08	0	0	0
<i>Atlapetes pileatus</i>	3.85	0	7.69	0.04	0	0.04	0	0	0

CUADRO 5. Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ  
MES:ENERO

ESPECIE	X			F(25)			F(u)		
	BPE	BO	BMM	BPE	BO	BMM	BPE	BO	BMM
<i>Atlapetes virenticeps</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Diglossa baritula</i>	0	7.69	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Pipilo ocai</i>	7.69	23.08	11.54	0.08	0.19	0.12	0	0.04	0
<i>Icterus cuculatus</i>	0	15.38	0	0	0.12	0	0	0	0
<i>Icterus galbula</i>	7.69	50	7.69	0.08	0.31	0.08	0	0.04	0
<i>Icterus graduacauda</i>	11.54	3.85	15.38	0.08	0.04	0.12	0.23	0.08	0.19
<i>Basileuterus belli</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Cardellina rubrifrons</i>	42.31	11.54	53.85	0.31	0.08	0.35	0.04	0	0.04
<i>Dendroica coronata</i>	0	7.69	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Dendroica nigrescens</i>	3.85	3.85	0	0.04	0.04	0	0	0	0
<i>Dendroica occidentalis</i>	34.82	7.69	7.69	0.12	0.04	0.04	0	0	0
<i>Dendroica townsendi</i>	73.08	19.23	73.08	0.5	0.15	0.35	0.04	0	0
<i>Dendroica graciae</i>	11.54	0	0	0.08	0	0	0	0	0
<i>Mniotilta varia</i>	11.54	0	7.69	0.04	0	0.04	0	0	0
<i>Myoborus miniatus</i>	65.38	7.69	165.38	0.54	0.08	0.85	0.04	0	0.12
<i>Myoborus pictus</i>	30.77	0	0	0.27	0	0	0	0	0
<i>Oporornis tolmiei</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Parula superciliosa</i>	61.54	0	15.38	0.46	0	0.15	0.04	0	0
<i>Peucedramus taeniatus</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Seturus notacilla</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Verivivora celata</i>	0	19.23	0	0	0.15	0	0	0	0
<i>Verivivora ruficapilla</i>	0	15.38	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Wilsonia pusilla</i>	0	26.92	19.23	0	0.19	0.19	0	0	0
<i>Piranga bidentata</i>	34.82	3.85	100	0.23	0.04	0.67	0.04	0	0
<i>Piranga erythrocephala</i>	3.85	0	15.38	0.04	0	0.15	0	0	0
<i>Piranga flava</i>	7.69	3.85	0	0.04	0.04	0	0	0	0
<i>Piranga ludoviciana</i>	0	3.85	3.85	0	0.04	0.04	0	0	0
<i>Carduelis notata</i>	0	7.69	3.85	0	0.04	0.04	0	0	0

X= promedio de individuos de aves detectados dentro de la parcela.

F(25)= Frecuencia dentro de la parcela

F(u)= Frecuencia fuera de la parcela.

CUADRO 6. Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ  
MES: FEBRERO

ESPECIE	X			F(25)			F(u)		
	RPE	BO	BMM	RPE	BO	BMM	RPE	BO	BMM
<i>Penelope purpurascens</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Dactylortyx thoracicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.12
<i>Dendrotyx macroura</i>	0	0	0	0	0	0	0.12	0.27	0.15
<i>Columba fasciata</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Leptotila verreauxi</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0.04
<i>Amazilia beryllina</i>	0	34.62	11.54	0	0.15	0.08	0	0	0
<i>Atthis heloisa</i>	0	3.85	3.85	0	0.04	0.04	0	0	0
<i>Colibri thalassinus</i>	7.69	92.31	34.62	0.04	0.5	0.27	0.04	0.12	0
<i>Eugenes fulgens</i>	0	3.85	3.85	0	0.04	0.04	0	0	0
<i>Hylocharis leucotis</i>	80.77	73.08	42.31	0.54	0.5	0.38	0.04	0	0
<i>Lampornis amethystinus</i>	26.92	19.23	49.23	0.27	0.08	0.65	0	0	0
<i>Selasphorus platycercus</i>	3.85	3.85	0	0.04	0.04	0	0	0	0
<i>Selasphorus rufus</i>	3.85	96.15	3.85	0.04	0.5	0.04	0	0	0
<i>Trogon mexicanus</i>	26.92	0	15.38	0.15	0	0.15	0.15	0.04	0.42
<i>Campephilus guatemalensis</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Dendrocopos stricklandi</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Melanerpes formicivorus</i>	3.85	50	0	0.04	0.46	0	0.15	0.27	0
<i>Picus auricularis</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0
<i>Veliniornis fusigatus</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0.04
<i>Lepidocolaptes leucogaster</i>	19.23	7.69	50	0.19	0.08	0.31	0.35	0	0
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0	0	7.69	0	0	0.04	0	0	0
<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	3.85	0	15.38	0.04	0	0.15	0	0	0.04
<i>Camptostoma imberbe</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Myopagis viridicata</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Empidonax sp</i>	3.85	23.08	15.38	0.04	0.19	0.15	0	0.08	0
<i>Contopus sordidulus</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	19.23	46.15	19.23	0.15	0.31	0.15	0.27	0.04	0.08
<i>Pachyraephus aglaiae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0
<i>Myarchus tuberculifer</i>	7.69	3.85	3.85	0.08	0.04	0.04	0.08	0.08	0.12
<i>Myarchus tyrannulus</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0.08	0	0.04
<i>Tyrannus vociferans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0
<i>Cyanocitta stelleri</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0.04	0	0
<i>Cyanocorax yncas</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0.04	0	0.19
<i>Catharus occidentalis</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0.04
<i>Catharus ustulatus</i>	0	3.85	3.85	0	0.04	0.04	0	0	0
<i>Myadestes occidentalis</i>	34.62	88.46	57.69	0.19	0.46	0.54	0.65	0.58	0.65
<i>Sialia sialis</i>	0	11.54	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Turdus assimilis</i>	0	7.69	38.46	0	0.08	0.27	0.12	0.08	0.08
<i>Turdus migratorius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sitta carolinensis</i>	26.92	46.15	19.23	0.23	0.38	0.15	0.08	0.19	0.04
<i>Menicorhina leucophrys</i>	3.85	7.69	46.15	0.04	0.08	0.38	0	0	0.04
<i>Troglodites aedon</i>	7.69	11.54	15.38	0.09	0.12	0.15	0	0.04	0.08
<i>Melanotis caerulescens</i>	3.85	50	23.08	0.04	0.46	0.15	0	0.31	0
<i>Ptilogonys cinereus</i>	15.38	42.31	42.31	0.12	0.23	0.08	0	0	0.04
<i>Vireolanus melitophrys</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0.04	0	0
<i>Vireo gilvus</i>	11.54	0	3.85	0.12	0	0.04	0	0	0
<i>Vireo huttoni</i>	7.69	3.85	3.85	0.04	0.04	0.04	0	0	0
<i>Vireo solitarius</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Passerina versicolor</i>	0	7.69	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Pheucticus ludovicianus</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0.04
<i>Atlapetes pileatus</i>	15.38	7.69	0	0.15	0.04	0	0	0	0

CUADRO 6. Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ  
MES: FEBRERO

ESPECIE	X			F(25)			F(u)		
	BPE	BQ	BMM	BPE	BQ	BMM	BPE	BQ	BMM
Atlapetes virenticeps	0	0	15.38	0	0	0.04	0	0	0
Diglossa baritula	0	7.69	0	0	0.08	0	0	0	0
Junco phaeonotus	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0
Melospiza melodia	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0
Pipilo ocai	15.38	34.62	0	0.12	0.27	0	0	0.08	0
Icterus cuculatus	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0
Icterus galbula	0	42.31	11.54	0	0.19	0.04	0	0	0.23
Icterus graduacauda	3.85	0	15.38	0.04	0	0.12	0.04	0.08	0
Icterus parisorum	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Icterus pustulatus	0	11.54	0	0	0.04	0	0	0	0
Basileuterus belli	0	0	80.77	0	0	0.42	0	0	0
Cardellina rubrifrons	34.62	7.69	42.31	0.23	0.08	0.27	0	0	0
Dendroica coronata	0	7.69	0	0	0.04	0	0	0	0
Dendroica nigrescens	11.54	0	3.85	0.04	0	0.04	0	0	0
Dendroica occidentalis	23.08	7.69	34.62	0.158	0.08	0.15	0	0.04	0
Dendroica townsendi	111.54	7.69	65.38	0.54	0.04	0.35	0.08	0	0.04
Dendroica graciae	7.69	7.69	7.69	0.08	0.04	0.04	0.04	0	0
Ergaticus ruber	3.85	0	3.85	0.04	0	0.04	0	0	0
Mniotilta varia	3.85	0	3.85	0.04	0	0.04	0.04	0	0
Myoborus miniatus	111.54	15.38	138.46	0.65	0.12	0.77	0.31	0.04	0.23
Myoborus pictus	0	11.54	0	0	0.12	0	0	0	0
Oporornis tolmiei	0	7.69	0	0	0.08	0	0	0	0
Parula superciliosa	61.54	0	26.92	0.46	0	0.23	0.08	0	0
Peucedramus taeniatus	0	19.23	3.85	0	0.04	0.04	0	0	0
Vermivora ruficapilla	0	7.69	0	0	0.08	0	0	0	0
Wilsonia pusilla	3.85	34.62	34.62	0.04	0.23	0.23	0	0	0.04
Piranga bidentata	46.15	15.38	69.23	0.31	0.12	0.5	0.27	0.04	0.12
Piranga erythrocephala	7.69	0	0	0.04	0	0	0	0	0
Piranga flava	34.62	26.92	0	0.23	0.15	0	0	0	0
Piranga rubra	0	7.69	0	0	0.08	0	0	0	0
Carduelis notata	0	7.69	0	0	0.08	0	0	0	0

X= promedio de individuos de aves detectados dentro de la parcela.

F(25)= Frecuencia dentro de la parcela

F(u)= Frecuencia fuera de la parcela.

CUADRO 7. Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ  
MES: MARZO

ESPECIE	X			F(25)			F(u)		
	BPE	BG	BMM	BPE	BG	BMM	BPE	BG	BMM
<i>Penelope purpurascens</i>	0	0	7.69	0	0	0.04	0	0	0.08
<i>Dactylortyx thoracicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0
<i>Dendrotyx macroura</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.12	0.04
<i>Columba fasciata</i>	15.38	7.69	0	0.15	0.04	0	0	0	0
<i>Leptotila verreauxi</i>	0	0	11.54	0	0	0.12	0	0	0.12
<i>Amazilia beryllina</i>	0	42.31	23.08	0	0.19	0.15	0	0	0
<i>Atthis heloisa</i>	7.69	23.08	15.38	0.08	0.23	0.15	0	0	0
<i>Colibri thalassinus</i>	3.85	15.38	11.54	0.04	0.12	0.12	0	0.08	0.04
<i>Eugenes fulgens</i>	3.85	3.85	11.54	0.04	0.04	0.12	0	0	0
<i>Myiocharis leucotis</i>	15.38	15.38	76.92	0.12	0.12	0.65	0	0	0
<i>Lampornis aethystrinus</i>	30.77	0	53.85	0.31	0	0.46	0	0	0
<i>Selasphorus platycercus</i>	7.69	15.38	3.85	0.08	0.12	0.04	0	0.04	0
<i>Selasphorus rufus</i>	0	38.46	0	0	0.19	0	0	0	0
<i>Trogon mexicanus</i>	11.54	0	26.92	0.04	0	0.12	0.31	0	0.31
<i>Campephylus guatemalensis</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0.12
<i>Dendrocopus stricklandi</i>	11.54	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Melanerpes formicivorus</i>	15.38	23.08	3.85	0.12	0.23	0.04	0.08	0.38	0.04
<i>Piculus auricularis</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0.04	0	0
<i>Veliniornis fumigatus</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0.04	0
<i>Lepidocolaptes leucogaster</i>	34.62	0	26.92	0.23	0	0.27	0.12	0.08	0.08
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0	0	7.69	0	0	0.08	0	0	0
<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	0	0	30.77	0	0	0.23	0.08	0	0.23
<i>Empidonax sp</i>	26.92	23.08	30.77	0.27	0.15	0.31	0.04	0	0.04
<i>Contopus pertinax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.08	0
<i>Contopus sordidulus</i>	3.85	3.85	0	0.04	0.04	0	0.04	0	0
<i>Nitrepheanes phaeocercus</i>	26.96	3.85	3.85	0.23	0.04	0.04	0	0	0
<i>Fachyrhamphus major</i>	7.69	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Megarhynchus pitagua</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Myarchus tuberculifer</i>	0	0	0	0	0	0	0.08	0.04	0.08
<i>Myarchus tyrannulus</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0.04	0	0.04
<i>Tyrannus vociferans</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0.04	0.04	0.04
<i>Cyanocitta stelleri</i>	0	0	0	0	0	0	0.12	0	0
<i>Cyanocorax yncas</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.08
<i>Catharus occidentalis</i>	3.85	0	11.54	0.04	0	0.12	0	0	0
<i>Myadestes occidentalis</i>	34.62	3.85	65.38	0.23	0.04	0.46	0.54	0.42	0.62
<i>Ridwayia pinicola</i>	0	11.54	88.46	0	0.04	0.08	0	0	0.08
<i>Turdus assimilis</i>	7.69	11.54	61.54	0.08	0.12	0.23	0	0.08	0.12
<i>Turdus migratorius</i>	0	15.38	0	0	0.08	0	0	0	0
<i>Certhia americana</i>	7.69	0	0	0.08	0	0	0	0	0
<i>Sitta carolinensis</i>	11.54	3.85	3.85	0.12	0.04	0.04	0	0	0.15
<i>Henicorhina leucophrys</i>	7.69	0	50	0.08	0	0.38	0.04	0	0.04
<i>Troglodites aedon</i>	0	0	23.08	0	0	0.19	0.08	0.08	0
<i>Melanotis caerulescens</i>	7.69	23.08	19.23	0.04	0.12	0.19	0.04	0.15	0.08
<i>Boobylla cedrorum</i>	0	165.38	11.54	0	0.23	0.08	0	0.08	0.04
<i>Ptilogenys cinereus</i>	11.54	130.77	107.69	0.12	0.65	0.35	0.04	0.12	0.12
<i>Vireo gilvus</i>	11.54	0	3.85	0.04	0	0.04	0	0	0
<i>Vireo huttoni</i>	3.85	0	3.85	0.04	0	0.04	0	0	0
<i>Vireo solitarius</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0.04	0	0
<i>Passerina versicolor</i>	0	11.54	0	0	0.08	0	0	0	0
<i>Pheucticus ludovicianus</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Atlapetes pileatus</i>	11.54	0	7.67	0.08	0	0.08	0	0	0

CUADRO 7. Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ  
MES: MARZO

ESPECIE	X			F(25)			F(u)		
	BPE	BQ	BMM	BPE	BQ	BMM	BPE	BQ	BMM
<i>Atlapetes virenticeps</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0.04
<i>Diglossa baritula</i>	0	19.23	0	0	0.15	0	0	0	0
<i>Pipilo ocai</i>	3.85	26.92	11.54	0.04	0.15	0.08	0.12	0.12	0.04
<i>Icterus cuculatus</i>	0	7.69	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Icterus galbula</i>	11.54	26.92	0	0.08	0.19	0	0	0.08	0
<i>Icterus graduacauda</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0.08	0.08	0.04
<i>Icterus parisorum</i>	0	26.92	0	0	0.23	0	0	0	0
<i>Icterus wagleri</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Basileuterus belli</i>	15.38	0	65.38	0.08	0	0.38	0	0	0.04
<i>Cardellina rubrifrons</i>	15.38	0	11.54	0.15	0	0.12	0	0	0
<i>Dendroica coronata</i>	0	92.31	0	0	0.38	0	0	0.04	0
<i>Dendroica occidentalis</i>	30.77	11.54	0.15	0.15	0.15	0.08	0	0	0
<i>Dendroica townsendi</i>	69.23	34.62	15.38	0.38	0.27	0.15	0	0	0.04
<i>Dendroica graciae</i>	76.92	11.54	0	0.31	0.08	0	0	0	0
<i>Mniotilta varia</i>	7.69	3.85	0	0.08	0.04	0	0	0	0
<i>Myoborus miniatus</i>	73.08	11.54	76.92	0.46	0.08	0.5	0.19	0.12	0.08
<i>Oporornis tolaiei</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Parula superciliosa</i>	0	3.85	34.62	0	0.04	0.27	0	0	0
<i>Peucedramus taeniatus</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0
<i>Veraivora celata</i>	0	11.54	0	0	0.12	0	0	0	0
<i>Wilsonia pusilla</i>	11.54	26.92	7.69	0.12	0.23	0.08	0	0	0.04
<i>Piranga bidentata</i>	23.08	7.69	53.85	0.15	0.04	0.46	0	0	0.08
<i>Piranga eritrocephala</i>	7.69	0	19.23	0.08	0	0.04	0	0.04	0
<i>Piranga flava</i>	7.69	3.85	0	0.04	0.04	0	0	0	0
<i>Piranga ludoviciana</i>	11.54	3.85	3.85	0.04	0.04	0.04	0.04	0	0
<i>Carduelis notata</i>	0	15.38	0	0	0.08	0	0	0	0

X=promedio de individuos de aves detectados dentro de la parcela.

F(25)= Frecuencia dentro de la parcela

F(u)= Frecuencia fuera de la parcela.

CUADRO B. Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ  
MES: ABRIL

ESPECIE	X			F(25)			F(1)		
	BPE	BO	BMM	BPE	BO	BMM	BPE	BO	BMM
<i>Penelope purpurascens</i>	0	0	11.54	0	0	0.04	0	0	0
<i>Dactylortyx thoracicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0.08
<i>Dendrortyx macroura</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.12	0
<i>Colueba fasciata</i>	3.85	7.69	0	0.04	0.08	0	0.15	0.04	0
<i>Leptotila verreauxi</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0.12
<i>Amazilia beryllina</i>	0	15.38	0	0	0.12	0	0	0	0
<i>Atthis heloisa</i>	11.54	7.69	3.85	0.12	0.08	0.04	0	0	0
<i>Colibri thalassinus</i>	3.85	11.54	7.69	0.04	0.12	0.08	0.04	0.04	0
<i>Eugenes fulgens</i>	3.85	0	3.85	0.04	0	0.04	0	0	0
<i>Hylocharis leucotis</i>	30.77	57.69	15.38	0.31	0.42	0.15	0	0.04	0.04
<i>Lampornis amethystinus</i>	30.77	0	57.69	0.31	0	0.54	0	0.08	0.04
<i>Selasphorus platycercus</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Trogon mexicanus</i>	11.57	0	7.69	0.12	0	0.08	0.19	0	0.38
<i>Campephylus guatemalensis</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0.04
<i>Dendrocopos stricklandi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0
<i>Melanerpes formicivorus</i>	0	38.46	7.69	0	0.31	0.08	0.04	0.19	0
<i>Veliniornis fumigatus</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0.04	0.04	0
<i>Lepidocolaptes leucogaster</i>	3.85	15.38	38.46	0.04	0.15	0.38	0.19	0.04	0.31
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	0	0	15.38	0	0	0.15	0.12	0.04	0.04
<i>Empidonax sp</i>	7.69	15.38	46.15	0.08	0.15	0.46	0.08	0	0.15
<i>Contopus pernix</i>	0	7.69	0	0	0.08	0	0.12	0.08	0.12
<i>Contopus sordidulus</i>	0	7.69	15.38	0	0.08	0.08	0.04	0.04	0
<i>Nitrepheanus phaeocercus</i>	7.69	3.85	19.23	0.08	0.04	0.12	0.04	0.04	0.08
<i>Megarhynchus pitagau</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Myarchus tuberculifer</i>	3.85	0	3.85	0.04	0	0.04	0.15	0.08	0.23
<i>Myarchus tyrannulus</i>	3.85	3.85	15.38	0.04	0.04	0.15	0.15	0	0.04
<i>Tyrannus vociferans</i>	0	0	15.38	0	0	0.12	0.12	0	0.08
<i>Cyanocerax yncas</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0.15
<i>Catharus gutatus</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Catharus occidentalis</i>	7.69	3.85	7.69	0.08	0.04	0.08	0	0	0
<i>Catharus ustulatus</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0.04	0	0
<i>Myadestes occidentalis</i>	7.69	7.69	50	0.08	0.04	0.35	0.54	0.35	0.54
<i>Ridwayia pinicola</i>	0	19.23	23.08	0	0.12	0.04	0.12	0.04	0.19
<i>Turdus assimilis</i>	11.54	11.54	23.08	0.12	0.12	0.12	0.08	0.12	0.08
<i>Turdus migratorius</i>	0	19.23	0	0	0.19	0	0	0	0
<i>Certhia americana</i>	7.69	0	3.85	0.08	0	0.04	0	0	0
<i>Sitta carolinensis</i>	3.85	7.69	7.69	0.04	0.08	0.08	0.04	0.12	0
<i>Henicorhina leucophrys</i>	3.85	0	38.46	0.04	0	0.27	0	0.08	0.12
<i>Troglodites aedon</i>	3.85	7.69	11.54	0.04	0.08	0.12	0.12	0	0.04
<i>Melanotis caerulescens</i>	15.38	30.77	73.08	0.15	0.19	0.5	0.15	0.19	0.04
<i>Boobyllia cedrorum</i>	0	207.69	23.08	0	0.12	0.04	0.08	0.04	0.08
<i>Ptilogenys cinereus</i>	26.92	73.08	130.77	0.04	0.42	0.35	0.15	0.08	0.27
<i>Vireolanus melitophrys</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Vireo gilvus</i>	7.69	11.54	3.85	0.08	0.08	0.04	0.04	0	0
<i>Vireo solitarius</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Passerina versicolor</i>	0	19.23	0	0	0.12	0	0	0	0
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	15.38	19.23	3.85	0.12	0.08	0.04	0.04	0.04	0
<i>Atlapetes pileatus</i>	0	3.85	7.69	0	0.04	0.04	0	0.04	0
<i>Atlapetes virenticeps</i>	0	0	15.38	0	0	0.12	0	0	0
<i>Junco phaeonotus</i>	0	19.23	0	0	0.08	0	0	0	0
<i>Melospiza lincolni</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0



CUADRO 9. Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ  
MES: ABRIL

ESPECIE	X			F(25)			F(u)		
	BPE	BQ	BMM	BPE	BQ	BMM	BPE	BQ	BMM
<i>Pipilo ocai</i>	11.54	15.38	15.38	0.12	0.12	0.12	0.08	0.12	0
<i>Icterus cuculatus</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0.04	0
<i>Icterus galbula</i>	0	15.38	0	0	0.12	0	0	0.04	0
<i>Icterus graduacauda</i>	0	3.85	3.85	0	0.04	0.04	0	0.04	0
<i>Icterus parisorum</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Basileuterus belli</i>	11.54	0	69.23	0.04	0	0.46	0.04	0	0.08
<i>Cardellina rubrifrons</i>	11.54	0	7.69	0.12	0	0.08	0	0	0
<i>Dendroica coronata</i>	0	15.38	0	0	0.08	0	0	0	0
<i>Dendroica nigrescens</i>	0	11.54	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Dendroica occidentalis</i>	7.69	0	7.69	0.08	0	0.08	0	0	0
<i>Dendroica townsendi</i>	30.77	23.08	15.38	0.27	0.15	0.12	0.04	0	0
<i>Dendroica graciae</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Myoborus miniatus</i>	26.92	26.92	57.69	0.23	0.23	0.42	0.27	0.15	0.15
<i>Opornis tolmiei</i>	0	34.62	0	0	0.08	0	0	0.04	0
<i>Parula superciliosa</i>	15.38	0	53.85	0.15	0	0.38	0	0	0
<i>Vermivora ruficapilla</i>	0	3.85	3.85	0	0.04	0.04	0	0	0
<i>Wilsonia pusilla</i>	7.69	26.92	38.46	0.08	0.19	0.38	0	0	0
<i>Euphonia elegantissima</i>	0	0	38.46	0	0	0.12	0	0	0.04
<i>Piranga bidentata</i>	15.38	3.85	19.23	0.12	0.04	0.15	0.12	0	0.08
<i>Piranga eritrocephala</i>	0	7.69	19.23	0	0.04	0.15	0.04	0	0
<i>Piranga flava</i>	19.23	50	7.69	0.12	0.15	0.08	0.08	0.04	0.04
<i>Piranga ludoviciana</i>	7.69	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Carduelis notata</i>	0	26.92	0	0	0.12	0	0	0	0

X= promedio de individuos de aves detectados dentro de la parcela.

F(25)= Frecuencia dentro de la parcela

F(u)= Frecuencia fuera de la parcela.

CUADRO 9. Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ  
MES: MAYO

ESPECIE	X			F(25)			F(10)		
	BPE	BO	BMM	BPE	BO	BMM	BPE	BO	BMM
<i>Penelope purpurascens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.08
<i>Dactylortyx thoracicus</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0
<i>Dendroortyx macroura</i>	0	7.69	11.54	0	0.04	0.08	0.04	0.04	0.12
<i>Columba fasciata</i>	0	0	0	0	0	0	0.15	0.23	0
<i>Leptotila verreauxi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.08
<i>Amazilia beryllina</i>	0	34.62	0	0	0.15	0	0	0	0
<i>Atthis heloisa</i>	0	11.54	11.54	0	0.12	0.12	0	0	0
<i>Colibri thalassinus</i>	19.23	3.85	3.85	0.12	0.04	0.04	0	0.04	0.04
<i>Eugenes fulgens</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Myiarchus leucotis</i>	57.69	46.15	23.08	0.5	0.27	0.23	0.04	0.08	0.04
<i>Lampornis amethystinus</i>	26.92	0	42.31	0.27	0	0.31	0.04	0.04	0.08
<i>Phaethornis superciliosus</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Trogon mexicanus</i>	19.23	0	7.69	0.12	0	0.08	0.23	0	0.23
<i>Caempophilus guatemalensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04
<i>Dendrocopos stricklandi</i>	11.54	3.85	7.69	0.12	0.04	0.04	0.04	0.04	0.08
<i>Melanerpes formicivorus</i>	3.85	19.23	0	0.04	0.12	0	0.04	0.31	0
<i>Veliniornis fumigatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.12	0
<i>Lepidocolaptes leucogaster</i>	2.69	7.69	11.54	0.08	0.08	0.12	0.23	0.04	0.27
<i>Sittasopus griseicapillus</i>	0	0	11.54	0	0	0.12	0	0	0.15
<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	0	0	0	0	0	0	0.08	0	0.31
<i>Empidonax sp</i>	15.38	11.54	23.08	0.15	0.12	0.23	0.04	0.04	0.12
<i>Contopus borealis</i>	0	7.69	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Contopus pertinax</i>	0	0	0	0	0	0	0.12	0.15	0
<i>Contopus sordidulus</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0.04	0.08	0
<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	7.69	0	0	0.08	0	0	0.08	0.08	0.12
<i>Fachyrhamphus aglaiae</i>	15.38	0	0	0.12	0	0	0	0	0
<i>Attila spadiceus</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Myarchus tuberculifer</i>	0	0	0	0	0	0	0.08	0.12	0.04
<i>Myarchus tyrannulus</i>	23.08	0	0	0.23	0	0	0.15	0.04	0.12
<i>Tyrannus vociferans</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0.04	0.15	0.08
<i>Cyanocorax yncas</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.12
<i>Catharus aurantiirostris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0
<i>Catharus occidentalis</i>	0	3.85	7.69	0	0.04	0.04	0.04	0	0.04
<i>Myadestes occidentalis</i>	11.54	3.85	50	0.12	0.04	0.31	0.62	0.38	0.54
<i>Ridwayia pinicola</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0
<i>Turdus assimilis</i>	0	11.54	30.77	0	0.12	0.19	0	0.19	0.27
<i>Turdus migratorius</i>	15.38	0	0	0.12	0	0	0	0.04	0
<i>Sitta carolinensis</i>	0	15.38	0	0	0.08	0	0.08	0.08	0.04
<i>Henicorhina leucophrys</i>	19.23	0	34.62	0.15	0	0.23	0	0.04	0.27
<i>Troglodites aedon</i>	0	3.85	3.85	0	0.04	0.04	0.12	0.04	0.04
<i>Melanotis caerulescens</i>	11.54	11.54	30.77	0.08	0.08	0.08	0.31	0.27	0.12
<i>Bombycilla cedrorum</i>	0	0	0	0	0	0	0.08	0.12	0
<i>Ptilogonys cinereus</i>	7.69	15.38	65.38	0.04	0.08	0.23	0.15	0.38	0.12
<i>Vireolanus melitophrys</i>	0	0	0	0	0	0	0.08	0	0.08
<i>Vireo gilvus</i>	7.69	7.69	3.85	0.08	0.08	0.04	0.04	0	0.04
<i>Vireo hypochryseus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04
<i>Passerina versicolor</i>	0	11.54	0	0	0.08	0	0	0	0
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	0	7.69	0	0	0.04	0	0	0	0.04
<i>Atlapetes pileatus</i>	0	30.77	0	0	0.27	0	0.04	0.08	0
<i>Atlapetes virenticeps</i>	0	3.85	30.77	0	0.04	0.23	0.04	0	0.12
<i>Diglossa baritula</i>	3.85	3.85	0	0.04	0.04	0	0	0.04	0
<i>Junco phaeonotus</i>	0	7.69	0	0	0.08	0	0	0.04	0

CUADRO 9. Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ  
MES: MAYO

ESPECIE	X			F(25)			F(u)		
	BPE	BQ	BMM	BPE	BQ	BMM	BPE	BQ	BMM
<i>Pipilo ocai</i>	15.38	53.85	3.85	0.12	0.35	0.04	0.04	0.27	0.08
<i>Icterus cuculatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04
<i>Icterus graduacauda</i>	0	0	0	0	0	0	0.15	0.04	0.19
<i>Icterus parisorum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0
<i>Basileuterus belli</i>	11.54	0	34.62	0.12	0	0.19	0.12	0	0.08
<i>Cardellina rubrifrons</i>	7.69	0	0	0.08	0	0	0	0	0
<i>Dendroica nigrescens</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Dendroica townsendi</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0
<i>Myoborus miniatus</i>	53.85	11.54	42.31	0.46	0.12	0.31	0.23	0.08	0.19
<i>Oporornis tolaiei</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Parula superciliosa</i>	11.54	0	65.38	0.12	0	0.46	0.08	0	0.19
<i>Peucedramus taeniatus</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0.04	0
<i>Vermivora peregrina</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Wilsonia pusilla</i>	3.85	15.38	7.69	0.04	0.15	0.08	0.08	0	0
<i>Euphonia elegantissima</i>	0	0	7.69	0	0	0.04	0	0	0
<i>Piranga bidentata</i>	0	3.85	23.08	0	0.04	0.19	0.08	0.19	0.23
<i>Piranga eritrocephala</i>	3.85	0	30.77	0.04	0	0.19	0	0.04	0.04
<i>Piranga flava</i>	23.08	34.62	7.69	0.15	0.19	0.04	0.15	0	0
<i>Carduelis notata</i>	0	0	7.69	0	0	0.04	0	0	0.04
<i>Carduelis psaltria</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0

X= promedio de individuos de aves detectados dentro de la parcela.

F(25)= Frecuencia dentro de la parcela

F(u)= Frecuencia fuera de la parcela.

CUADRO 10. Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ.  
MES: JUNIO

ESPECIE	X			F(25)			F(u)		
	BPE	BO	BMM	BPE	BO	BMM	BPE	BO	BMM
<i>Penelope purpurascens</i>	0	0	23.08	0	0	0.08	0	0	0.08
<i>Dactyortyx thoracicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.08	0.04
<i>Dendroortyx macroura</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0.12	0.08
<i>Columba fasciata</i>	7.69	0	3.85	0.08	0	0.04	0.04	0.23	0
<i>Amazilia beryllina</i>	0	38.46	7.69	0	0.23	0.04	0	0.04	0
<i>Amazilia rutila</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Atthis heloisa</i>	0	15.85	3.85	0	0.15	0.04	0	0	0
<i>Colibri thalassinus</i>	3.85	3.85	3.85	0.04	0.04	0.04	0	0.04	0.04
<i>Myiocharis leucotis</i>	26.92	26.92	15.38	0.27	0.19	0.15	0.08	0.08	0.04
<i>Lampornis amethystinus</i>	34.62	11.54	38.46	0.31	0.12	0.35	0.12	0	0.08
<i>Trogon mexicanus</i>	11.54	0	7.69	0.08	0	0.08	0.15	0.04	0.19
<i>Campephyllus guatemalensis</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0.04
<i>Colaptes auratus cafer</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0.04	0.15	0
<i>Dendrocopos stricklandi</i>	7.69	3.85	0	0.04	0.04	0	0	0	0
<i>Melanerpes formicivorus</i>	3.85	3.85	0	0.04	0.04	0	0.04	0.31	0
<i>Veiliniornis fusigatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.08	0
<i>Lepidocolaptes leucogaster</i>	15.38	3.85	7.69	0.12	0.04	0.08	0.12	0	0.12
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.19
<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	3.85	11.54	7.69	0.04	0.08	0.08	0	0.08	0.27
<i>Eupidonax sp</i>	42.31	3.85	34.62	0.35	0.04	0.31	0.19	0.08	0.12
<i>Contopus pertinax</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0.04	0.15	0
<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	0	0	11.54	0	0	0.08	0.08	0	0.08
<i>Tityra semifasciata</i>	0	0	23.08	0	0	0.15	0.08	0	0.12
<i>Myarchus tuberculifer</i>	0	0	0	0	0	0	0.12	0.08	0.12
<i>Myarchus tyrannulus</i>	15.38	0	0	0.12	0	0	0.12	0.08	0.08
<i>Tyrannus vociferans</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0.12	0.19	0.08
<i>Cyanocitta stelleri</i>	7.69	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Cyanocorax yucas</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.08
<i>Catharus aurantiirostris</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0.08	0.04
<i>Catharus occidentalis</i>	7.69	11.54	26.92	0.08	0.12	0.19	0.04	0	0.08
<i>Myadestes occidentalis</i>	42.31	30.77	42.31	0.31	0.19	0.35	0.42	0.38	0.54
<i>Turdus assimilis</i>	7.69	15.38	138.46	0.08	0.12	0.69	0.08	0.04	0.15
<i>Turdus migratorius</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0
<i>Certhia americana</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0
<i>Sitta carolinensis</i>	0	3.65	0	0	0.04	0	0.08	0.08	0
<i>Henicorhina leucophrys</i>	0	0	50	0	0	0.38	0.08	0	0.19
<i>Troglodytes aedon</i>	3.85	11.54	15.38	0.04	0.08	0.12	0.08	0.08	0
<i>Melanotis caerulescens</i>	0	23.08	23.08	0	0.15	0.15	0.08	0.12	0.12
<i>Ptilogonyx cinereus</i>	3.85	34.62	7.69	0.04	0.19	0.04	0.19	0.35	0.15
<i>Vireolanus melitophrys</i>	0	0	0	0	0	0	0.08	0	0.04
<i>Passerina versicolor</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0.04	0
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	11.54	19.23	0	0.08	0.12	0	0.12	0.08	0
<i>Atlapetes pileatus</i>	11.54	3.85	11.54	0.08	0.04	0.08	0.12	0.27	0.04
<i>Atlapetes virenticeps</i>	3.85	0	57.69	0.04	0	0.27	0.04	0	0.12
<i>Diglossa baritula</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0.04	0	0
<i>Junco phaeonotus</i>	0	7.69	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Pipilo ocai</i>	11.54	26.92	11.54	0.08	0.23	0.12	0.12	0.31	0.15
<i>Icterus graduacauda</i>	0	11.54	26.92	0	0.04	0.12	0.12	0.12	0.12
<i>Basileuterus belli</i>	11.54	0	92.31	0.08	0	0.62	0.04	0	0.15
<i>Dendroica graciae</i>	7.69	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Myoborus miniatus</i>	34.62	7.69	50	0.31	0.08	0.42	0.31	0.15	0.12
<i>Parula superciliosa</i>	15.38	0	46.15	0.12	0	0.42	0.12	0	0.23

CUADRO 10. Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ.  
MES: JUNIO

ESPECIE	X			F(25)			F(u)		
	BPE	BQ	BMM	BPE	BQ	BMM	BPE	BQ	BMM
<i>Vermivora peregrina</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Euphonia elegantissima</i>	0	0	15.38	0	0	0.08	0	0	0
<i>Piranga bidentata</i>	3.85	23.08	26.92	0.04	0.12	0.19	0	0.15	0.12
<i>Piranga eritrocephala</i>	11.54	0	61.54	0.08	0	0.31	0	0	0
<i>Piranga flava</i>	26.92	30.77	3.85	0.19	0.19	0.04	0	0.08	0
<i>Carduelis notata</i>	0	19.23	11.54	0	0.08	0.04	0	0	0

X= promedio de individuos de aves detectados dentro de la parcela.

F(25)= Frecuencia dentro de la parcela

F(u)= Frecuencia fuera de la parcela.

En el mes de julio el análisis de individuo por parcela sugiere que las especies más abundantes fueron Troglodytes aedon, tanto para el bosque de pino-encino como para el bosque quemado, y Basileuterus belli en bosque mesófilo de montaña. Las dos especies anteriores son residentes. El análisis en base a frecuencia dentro de la parcela indica que las especies más abundante fueron Empidonax sp. y Myoborus miniatus en el bosque de pino-encino; Melanotis caerulescens en el bosque quemado y Basileuterus belli en bosque mesófilo. El análisis de frecuencia fuera de la parcela nos da como resultado que las especies más abundantes son Troglodytes aedon en bosque de pino-encino, Pipilo ocai en bosque quemado y Myadestes occidentalis en bosque mesófilo de montaña (Cuadro 11).

En octubre el análisis de densidad de individuos por parcela sugiere que las especies más abundantes fueron Dendroica towsendi (migratorio) en bosque de pino-encino, Atlapetes pileatus (residente) en bosque de pino-encino y Myoborus miniatus (residente) en bosque mesófilo de montaña. En los siguientes análisis de frecuencia dentro de la parcela las especies más abundantes fueron Lampornis amethystinus en bosque de pino-encino, Hylocharis leucotis en bosque quemado y Lampornis amethystinus en bosque mesófilo; para las frecuencias fuera de la parcela Myadestes occidentalis fue el más abundante en los tres tipos de vegetación.

De estos cuatro meses que se tomaron como ejemplo se observa que el que una especie dada quede como la más abundante depende:

- 1) Si eran migratorias o residentes.
- 2) Si tenían distribución agregada en bandadas o estaban dispersas en territorios.

CUADRO 11. Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ  
MES: JULIO

ESPECIE	X			F(25)			F(10)		
	BPE	BO	BMM	BPE	BO	BMM	BPE	BO	BMM
<i>Penelope purpurascens</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0.15
<i>Dactylortyx thoracicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.08	0.04
<i>Dendrortyx macroura</i>	0	0	7.69	0	0	0.04	0.04	0.12	0
<i>Coluaba fasciata</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0.08	0
<i>Aaazilia beryllina</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0.04	0	0
<i>Atthis heloisa</i>	3.85	7.69	0	0.04	0.08	0	0	0	0
<i>Colibri thalassinus</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0.04	0.04	0
<i>Eugenes fulgens</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Myiocharis leucotis</i>	19.23	23.08	30.77	0.12	0.19	0.31	0.15	0.18	0.04
<i>Laepornis saethystinus</i>	11.54	11.54	30.77	0.12	0.12	0.31	0.23	0	0
<i>Laepornis clemenciae</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Trogon mexicanus</i>	3.85	0	19.23	0.04	0	0.15	0.15	0	0.08
<i>Campephilus guatemalensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04
<i>Colaptes auratus cafer</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0.04	0.12
<i>Dendrocopos stricklandi</i>	3.85	3.85	0	0.04	0.04	0	0	0	0
<i>Melanerpes formicivorus</i>	0	19.23	0	0	0.12	0	0.08	0.42	0
<i>Veliniornis fuscigatus</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0.04	0	0
<i>Lepidocolaptes leucogaster</i>	11.54	0	7.69	0.12	0	0.08	0.27	0	0.12
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04
<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	0	7.69	26.92	0	0.08	0.19	0.08	0.19	0.19
<i>Empidonax sp</i>	42.31	26.92	19.23	0.31	0.08	0.19	0.23	0.19	0.19
<i>Contopus borealis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04
<i>Contopus pertinax</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0.27	0.12
<i>Contopus sordidulus</i>	0	0	0	0	0	0	0.08	0	0
<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	19.23	3.85	3.85	0.15	0.04	0.04	0.15	0.04	0.04
<i>Tityra semifasciata</i>	7.69	0	15.38	0.04	0	0.08	0.04	0	0.12
<i>Attila spadiceus</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0.08
<i>Myarchus tuberculifer</i>	11.54	0	0	0.08	0	0	0.27	0.08	0.15
<i>Myarchus tyrannulus</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0.04
<i>Tyrannus vociferans</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0.12	0.04	0.12
<i>Cyanocitta stelleri</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0.04	0	0
<i>Cyanocorax yncas</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.12
<i>Catharus aurantiirostris</i>	0	3.85	3.85	0	0.04	0.04	0	0.15	0
<i>Catharus frantzii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.08
<i>Catharus occidentalis</i>	3.85	3.85	0	0.04	0.04	0	0	0.12	0
<i>Myadestes occidentalis</i>	15.38	11.54	0	0.15	0.12	0	0.12	0.27	0.54
<i>Turdus assimilis</i>	11.54	3.85	15.38	0.08	0.04	0.12	0	0.04	0.15
<i>Sitta carolinensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.15	0
<i>Henicorhina leucophrys</i>	3.85	0	38.46	0.04	0	0.27	0.12	0	0.31
<i>Troglodites aedon</i>	50	73.08	19.23	0.19	0.23	0.12	0.54	0.12	0.27
<i>Melanotis caerulescens</i>	0	30.77	3.85	0	0.27	0.04	0	0.08	0.08
<i>Ptylogonys cinereus</i>	0	26.92	0	0	0.15	0	0.19	0.12	0
<i>Vireolanius aelitophrys</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0.04	0	0
<i>Vireo gilvus</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	19.23	0	0	0.04	0	0	0	0.04	0
<i>Atlapetes pileatus</i>	11.54	34.62	3.85	0.08	0.23	0.04	0	0.23	0
<i>Atlapetes virenticeps</i>	7.69	0	30.77	0.04	0	0.23	0.08	0	0.23
<i>Diglossa baritula</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0.04	0
<i>Junco phaeonotus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0
<i>Pipilo ocai</i>	0	19.23	11.54	0	0.15	0.08	0.04	0.46	0.12
<i>Icterus graduacauda</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0.23	0.15	0.15
<i>Basileuterus belli</i>	3.85	0	69.23	0.04	0	0.42	0.04	0	0.27

CUADRO 11. Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ  
MES: JULIO

ESPECIE	X			F(25)			F(u)		
	BPE	BQ	BMM	BPE	BQ	BMM	BPE	BQ	BMM
<i>Myoborus miniatus</i>	30.77	0	38.46	0.23	0	0.31	0.31	0.15	0.15
<i>Parula superciliosa</i>	11.54	0	23.08	0.12	0	0.15	0.15	0	0.12
<i>Peucedramus taeniatus</i>	0	0	0	0	0	0	0.12	0	0
<i>Piranga bidentata</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Piranga erythrocephala</i>	0	0	38.46	0	0	0.04	0.04	0	0.08
<i>Piranga flava</i>	15.38	15.38	0	0.12	0.15	0	0.08	0	0.08
<i>Coccothraustes abeillei</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0

X= promedio de individuos de aves detectados dentro de la parcela.

F(25)= Frecuencia dentro de la parcela

F(u)= Frecuencia fuera de la parcela.



CUADRO 12. Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ  
MES: AGOSTO

ESPECIE	X			F(25)			F(10)		
	BPE	BO	BMM	BPE	BO	BMM	BPE	BO	BMM
<i>Penelope purpurascens</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Dactylortyx thoracicus</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0.04	0.08
<i>Dendroortyx macroura</i>	0	0	0	0	0	0	0.08	0.04	0.04
<i>Columba fasciata</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0.08	0.04
<i>Atthis heloisa</i>	3.85	3.85	0	0.04	0.04	0	0	0	0
<i>Eugenes fulgens</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Hylocharis leucotis</i>	3.85	19.23	0	0.04	0.19	0	0	0	0
<i>Lampornis amethystinus</i>	11.54	15.38	42.31	0.12	0.15	0.31	0.38	0.15	0.19
<i>Lampornis clemenciae</i>	0	0	7.69	0	0	0.04	0	0	0
<i>Trogon mexicanus</i>	11.54	0	7.69	0.08	0	0.04	0	0	0.08
<i>Colaptes auratus cafer</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0.04	0.15
<i>Dendrocopos stricklandi</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Melanerpes formicivorus</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0.38	0
<i>Veliniornis fumigatus</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Lepidocolaptes leucogaster</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0.15	0	0.08
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.12
<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	0	0	11.54	0	0	0.08	0.12	0	0.23
<i>Espidonax sp</i>	0	0	7.69	0	0	0.08	0.12	0.12	0.04
<i>Contopus borealis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0.04
<i>Contopus pertinax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.15	0.04
<i>Contopus sordidulus</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0.04	0	0
<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	7.69	0	7.69	0.04	0	0.04	0.19	0.15	0.12
<i>Pachyramphusajor</i>	19.23	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Tityra semifasciata</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0.04
<i>Attila spadiceus</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0.04	0.04
<i>Tyrannus vociferans</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0.04	0.04	0
<i>Cyanocorax yncas</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.19
<i>Catharus aurantiirostris</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Catharus frantzii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.12
<i>Catharus occidentalis</i>	7.69	0	0	0.08	0	0	0.08	0	0.12
<i>Myadestes occidentalis</i>	0	7.69	0	0	0.08	0	0.27	0.27	0.54
<i>Turdus assimilis</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0.19	0.12
<i>Certhia americana</i>	26.92	0	0	0.08	0	0	0	0	0
<i>Sitta carolinensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.08	0
<i>Henicorhina leucophrys</i>	3.85	0	55.38	0.04	0	0.46	0.04	0.12	0.19
<i>Troglodites aedon</i>	7.69	26.92	15.38	0.04	0.23	0.08	0.42	0.23	0.27
<i>Melanotis caerulescens</i>	0	26.62	11.54	0	0.27	0.12	0	0.15	0.23
<i>Vireolanius aelitophrys</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.12
<i>Vireo gilvus</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0
<i>Vireo huttoni</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vireo hypochryseus</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0.04
<i>Atlapetes pileatus</i>	11.54	26.92	7.69	0.04	0.23	0.04	0.15	0.31	0
<i>Atlapetes virenticeps</i>	11.54	0	46.15	0.04	0	0.23	0	0	0.15
<i>Diglossa baritula</i>	0	3.85	3.85	0	0.04	0.04	0	0	0
<i>Junco phaeonotus</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Pipilo ocai</i>	0	3.85	7.69	0	0.04	0.04	0.08	0.38	0.12
<i>Icterus graduacauda</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0.19	0.12
<i>Basileuterus belli</i>	0	0	50	0	0	0.27	0.12	0	0.5
<i>Cardellina rubrifrons</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0.04
<i>Dendroica graciae</i>	0	0	7.69	0	0	0.04	0	0	0
<i>Ergaticus ruber</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04
<i>Myoborus miniatus</i>	23.08	19.23	7.69	0.15	0.19	0.08	0.27	0.08	0.31

CUADRO 12. Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ  
MES: AGOSTO

ESPECIE	X			F(25)			F(u)		
	BPE	BO	BMM	BPE	BO	BMM	BPE	BO	BMM
<i>Parula superciliosa</i>	0	0	7.69	0	0	0.08	0	0	0.08
<i>Peuceoramus taeniatus</i>	0	0	0	0	0	0	0.12	0.08	0
<i>Vermivora peregrina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04
<i>Euphonia elegantissima</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Piranga bidentata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04
<i>Piranga erythrocephala</i>	23.08	0	0	0.12	0	0	0	0	0.08
<i>Coccothraustes abeillei</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0.08	0

X= promedio de individuos de aves detectados dentro de la parcela.

F(25)= Frecuencia dentro de la parcela

F(u)= Frecuencia fuera de la parcela.

CUCBA



BIBLIOTECA CENTRAL

CUADRO 13. Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ  
MES: SEPTIEMBRE

ESPECIE	X			F(25)			F(u)		
	BPE	BQ	BMM	BPE	BQ	BMM	BPE	BQ	BMM
<i>Penelope purpurascens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04
<i>Dactylortyx thoracicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.12
<i>Dendrortyx macroura</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0.04	0.08	0.08
<i>Columba fasciata</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0.04	0	0
<i>Eugenes fulgens</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Hylocharis leucotis</i>	23.08	19.08	0	0.23	0.19	0	0	0.12	0
<i>Lampornis caerulescens</i>	23.08	30.77	76.92	0.19	0.23	0.69	0.19	0.04	0.08
<i>Trogon mexicanus</i>	0	0	26.92	0	0	0.19	0.08	0	0.08
<i>Campephilus guatemalensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04
<i>Colaptes auratus cafer</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0.04	0.08	0.15
<i>Dendrocopos stricklandi</i>	0	0	3.85	0	0	0	0	0	0
<i>Melanerpes formicivorus</i>	3.85	3.85	0	0.04	0.04	0	0	0.35	0
<i>Sphyrapicus varius</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Lepidocolaptes leucogaster</i>	11.54	0	15.38	0.08	0	0.12	0.15	0.15	0.15
<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	11.54	0	19.23	0.08	0	0.19	0.19	0	0.08
<i>Camptostoma imberbe</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Empidonax sp</i>	3.85	0	11.54	0.04	0	0.12	0	0	0
<i>Contopus pertinax</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0.04	0.08	0.12
<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	23.08	7.69	3.85	0.12	0.08	0.04	0.23	0.08	0.04
<i>Pachyrhamphus aglaiae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0
<i>Tityra semifasciata</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0.08	0	0
<i>Attila spadiceus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.12	0
<i>Megarhynchus pitagua</i>	0	0	7.69	0	0	0.04	0	0	0
<i>Tyrannus vociferans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0
<i>Cyanocitta stelleri</i>	23.08	0	0	0.15	0	0	0.08	0	0
<i>Cyanocorax yncas</i>	0	0	7.69	0	0	0.04	0	0	0.12
<i>Regulus calendula</i>	15.38	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Catharus franztzii</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Catharus occidentalis</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Myadestes occidentalis</i>	7.69	0	15.38	0.04	0	0.08	0.23	0.27	0.62
<i>Turdus assimilis</i>	0	0	23.08	0	0	0.15	0	0.04	0.08
<i>Certhia americana</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Sitta carolinensis</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Henicorhina leucophrys</i>	11.54	0	76.92	0.08	0	0.5	0.12	0.12	0.31
<i>Troglodites aedon</i>	7.69	30.77	11.54	0.08	0.31	0.08	0.27	0.38	0.19
<i>Melanotis caerulescens</i>	0	7.69	0	0	0.08	0	0	0.31	0.12
<i>Vireolanius melitophrys</i>	3.85	0	3.85	0.04	0	0.04	0	0	0
<i>Vireo gilvus</i>	7.69	0	7.69	0.04	0	0.04	0	0	0.04
<i>Atlapetes pileatus</i>	0	26.92	7.69	0	0.23	0.04	0.15	0.12	0
<i>Atlapetes virenticeps</i>	0	0	19.23	0	0	0.15	0	0	0.23
<i>Diglossa baritula</i>	0	3.85	7.69	0	0.04	0.08	0.04	0.12	0
<i>Junco phaeonotus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0
<i>Pipilo ocai</i>	0	15.38	11.54	0	0.12	0.08	0.04	0.42	0.19
<i>Icterus graduacauda</i>	0	0	11.54	0	0	0.04	0.08	0.27	0.12
<i>Basileuterus belli</i>	3.85	0	103.85	0.04	0	0.42	0.15	0	0.12
<i>Cardellina rubrifrons</i>	19.23	0	65.38	0.08	0	0.27	0.04	0	0.15
<i>Dendroica nigrescens</i>	11.54	0	0	0.08	0	0	0	0	0
<i>Dendroica occidentalis</i>	11.54	3.85	3.85	0.08	0.04	0.04	0.04	0	0
<i>Dendroica townsendi</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Dendroica graciae</i>	53.85	0	0	0.12	0	0	0.04	0	0
<i>Ergaticus ruber</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04
<i>Mniotilta varia</i>	42.31	0	3.85	0.08	0	0.04	0	0.04	0

CUADRO 13. Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ  
MES: SEPTIEMBRE

ESPECIE	X			F(25)			F(u)		
	BPE	BG	BMM	BPE	BG	BMM	BPE	BG	BMM
<i>Myoborus miniatus</i>	38.46	0	42.31	0.27	0	0.27	0.27	0.15	0.27
<i>Myoborus pictus</i>	11.54	0	7.69	0.08	0	0.04	0	0	0
<i>Oporornis tolmiei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04
<i>Parula superciliosa</i>	0	0	38.46	0	0	0.15	0	0	0.08
<i>Peucedramus taeniatus</i>	0	0	0	0	0	0	0.08	0	0
<i>Vermivora peregrina</i>	11.54	0	0	0.08	0	0	0	0	0
<i>Wilsonia pusilla</i>	0	0	7.69	0	0	0.04	0	0	0
<i>Euphonia elegantissima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04
<i>Piranga bidentata</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Piranga erythrocephala</i>	11.54	0	38.46	0.04	0	0.08	0.04	0	0.12
<i>Piranga flava</i>	26.92	0	7.69	0.19	0	0.04	0.12	0	0
<i>Coccothraustes abeillei</i>	15.38	0	0	0.08	0	0	0.04	0	0

X= promedio de individuos de aves detectados dentro de la parcela.

F(25)= Frecuencia dentro de la parcela

F(u)= Frecuencia fuera de la parcela.

CUADRO 14. Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ  
MES:OCTUBRE

ESPECIE	X			F(25)			F(u)		
	BPE	BO	BMM	BPE	BO	BMM	BPE	BO	BMM
<i>Penelope purpurascens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04
<i>Dactylortyx thoracicus</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0.04	0.04
<i>Dendrotyx macroura</i>	0	0	0	0	0	0	0.08	0.12	0
<i>Columba fasciata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0
<i>Atthis heloisa</i>	0	0	15.38	0	0	0.12	0	0	0.04
<i>Colibri thalassinus</i>	0	30.77	0	0	0.23	0	0	0.5	0
<i>Eugenes fulgens</i>	3.85	7.69	0	0.04	0.08	0	0.04	0	0
<i>Hylocharis leucotis</i>	19.23	50	26.92	0.19	0.42	0.27	0	0.08	0
<i>Laspornis aethystrinus</i>	30.77	19.23	76.92	0.31	0.19	0.62	0.04	0	0.08
<i>Trogon mexicanus</i>	15.38	0	11.54	0.08	0	0.12	0.08	0	0.15
<i>Colaptes auratus cafer</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0.15	0.04	0.04
<i>Dendrocopus stricklandi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.12
<i>Melanerpes formicivorus</i>	0	11.54	0	0	0.08	0	0.08	0.35	0.04
<i>Veliniornis fumigatus</i>	0	0	0	0	0	0	0.08	0	0.04
<i>Lepidocolaptes leucogaster</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0.08	0.04	0.12
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0	0	7.69	0	0	0.08	0	0	0
<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	7.69	0	7.69	0.08	0	0.08	0.19	0.04	0.23
<i>Empidonax sp</i>	11.54	26.92	23.08	0.12	0.15	0.19	0.08	0.04	0.04
<i>Contopus borealis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.08	0
<i>Contopus pertinax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.08
<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	23.08	3.85	7.69	0.08	0.04	0.08	0.23	0	0.19
<i>Pachyrhamphus aglaiae</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Tityra semifasciata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.08
<i>Attila spadiceus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.08	0
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	7.69	0	0	0.08	0	0	0	0	0
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0
<i>Tyrannus vociferans</i>	19.23	0	0	0.12	0	0	0.04	0.04	0
<i>Cyanocitta stelleri</i>	0	0	0	0	0	0	0.08	0	0
<i>Cyanocorax yncas</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.08
<i>Regulus calendula</i>	38.46	0	3.85	0.19	0	0.04	0.04	0	0
<i>Catharus aurantiirostris</i>	0	0	11.54	0	0	0.04	0	0	0
<i>Catharus occidentalis</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Myadestes occidentalis</i>	30.77	3.85	23.08	0.23	0.04	0.19	0.58	0.58	0.5
<i>Sialia sialis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0
<i>Turdus assimilis</i>	0	0	11.54	0	0	0.12	0	0	0
<i>Certhia americana</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Sitta carolinensis</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0.12	0	0
<i>Henicorhina leucophrys</i>	3.85	0	80.77	0.04	0	0.46	0.08	0	0.23
<i>Troglodites aedon</i>	0	23.08	15.38	0	0.15	0.12	0.23	0.23	0
<i>Melanotis caerulescens</i>	0	19.23	7.69	0	0.19	0.08	0.08	0.31	0.12
<i>Vireolanianus melitophrys</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0.04
<i>Vireo gilvus</i>	0	0	7.69	0	0	0.08	0	0	0
<i>Vireo huttoni</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Vireo hypochryseus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04
<i>Passerina versicolor</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Atlapetes pileatus</i>	15.38	34.62	3.85	0.04	0.23	0.04	0	0.08	0
<i>Atlapetes virenticeps</i>	3.85	3.85	15.38	0.04	0.04	0.12	0	0.04	0.12
<i>Diglossa baritula</i>	0	7.69	15.38	0	0.08	0.15	0	0.04	0
<i>Junco phaeonotus</i>	0	11.54	0	0	0.08	0	0	0.04	0
<i>Pipilo ocai</i>	0	15.38	0	0	0.12	0	0	0.38	0.04
<i>Icterus graduacauda</i>	3.85	3.85	3.85	0.04	0.04	0.04	0.12	0.23	0.35
<i>Basileuterus belli</i>	15.38	0	76.92	0.12	0	0.42	0.08	0	0.23

CUADRO 14. Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ  
MES:OCTUBRE

ESPECIE	X			F(25)			F(u)		
	BPE	BG	BMM	BPE	BG	BMM	BPE	BG	BMM
<i>Cardellina rubrifrons</i>	26.92	0	11.54	0.19	0	0.08	0.12	0	0.08
<i>Dendroica occidentalis</i>	15.38	0	0	0.04	0	0	0.08	0	0
<i>Dendroica townsendi</i>	42.31	0	26.92	0.19	0	0.19	0.08	0.04	0.04
<i>Dendroica graciae</i>	11.54	11.54	7.69	0.08	0.08	0.04	0	0	0
<i>Ergaticus ruber</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0.04
<i>Mniotilta varia</i>	3.85	0	7.69	0.04	0	0.08	0	0.08	0.04
<i>Myoborus miniatus</i>	30.77	7.69	84.62	0.23	0.08	0.46	0.42	0.12	0.38
<i>Myoborus pictus</i>	0	0	0	0	0	0	0.08	0.04	0
<i>Parula superciliosa</i>	3.85	0	11.54	0.04	0	0.12	0.04	0	0.08
<i>Peucedramus taeniatus</i>	19.23	0	0	0.08	0	0	0.15	0.08	0
<i>Vermivora luciae</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Vermivora peregrina</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Wilsonia pusilla</i>	7.69	0	65.38	0.04	0	0.46	0	0	0.04
<i>Piranga bidentata</i>	3.85	3.85	11.54	0.04	0.04	0.08	0.04	0.12	0.15
<i>Piranga erythrocephala</i>	0	0	38.46	0	0	0.12	0	0	0.04
<i>Piranga flava</i>	3.85	7.69	3.85	0.04	0.04	0.04	0.08	0.19	0
<i>Piranga rubra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.08
<i>Coccothraustes abeillei</i>	0	23.08	0	0	0.04	0	0.08	0	0

$\bar{x}$ =promedio de individuos de aves detectados dentro de la parcela.

F(25)= Frecuencia dentro de la parcela

F(u)= Frecuencia fuera de la parcela.

CUADRO 15. Índices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECLJ  
MES: NOVIEMBRE

ESPECIE	X			F(25)			F(u)		
	BPE	BO	BMM	BPE	BO	BMM	BPE	BO	BMM
<i>Penelope purpurascens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.12
<i>Dendrotyx macroura</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0.12	0.12	0.04
<i>Atthis heloisa</i>	0	11.54	26.92	0	0.12	0.23	0	0	0.04
<i>Colibri thalassinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0
<i>Eugenes fulgens</i>	3.85	11.54	0	0.04	0.12	0	0.04	0	0
<i>Myiocharis leucotis</i>	69.23	80.77	30.77	0.5	0.65	0.31	0.08	0.08	0
<i>Lampornis amethystinus</i>	30.77	11.54	80.77	0.27	0.08	0.58	0.08	0	0.04
<i>Selasphorus platycercus</i>	0	11.54	0	0	0.08	0	0	0	0
<i>Selasphorus rufus</i>	0	42.31	0	0	0.23	0	0	0	0
<i>Trogon mexicanus</i>	0	0	0	0	0	0	0.15	0	0.27
<i>Colaptes auratus cafer</i>	0	0	0	0	0	0	0.08	0.12	0.04
<i>Dryocopus lineatus</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Melanerpes formicivorus</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0.08	0.27	0
<i>Sphyrapicus varius</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Veliniornis fusigatus</i>	0	0	7.69	0	0	0.08	0.04	0	0
<i>Lepidocolaptes leucogaster</i>	0	0	0	0	0	0	0.15	0	0.12
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0	0	7.69	0	0	0.08	0	0	0.04
<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	3.85	0	19.23	0.04	0	0.19	0.15	0	0.04
<i>Empidonax sp</i>	11.54	7.69	19.23	0.12	0.08	0.19	0.04	0	0.04
<i>Contopus pertinax</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0.04
<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	3.85	3.85	19.23	0.04	0.04	0.15	0.15	0.04	0.08
<i>Attila spadiceus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04
<i>Myarchus tuberculifer</i>	0	0	11.54	0	0	0.12	0	0	0.08
<i>Myarchus tyrannulus</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0.08
<i>Tyrannus vociferans</i>	7.69	0	7.69	0.04	0	0.08	0.04	0.12	0.04
<i>Cyanocitta stelleri</i>	7.69	0	0	0.04	0	0	0.23	0	0
<i>Cyanocorax yncas</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04
<i>Regulus calendula</i>	26.92	15.38	7.69	0.19	0.15	0.08	0.04	0.04	0
<i>Catharus aurantiirostris</i>	0	0	7.69	0	0	0.08	0	0	0
<i>Catharus occidentalis</i>	0	3.85	3.85	0	0.04	0.04	0	0	0
<i>Catharus ustulatus</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0	0
<i>Myadestes occidentalis</i>	0	0	30.77	0	0	0.23	0.58	0.31	0.23
<i>Turdus assimilis</i>	0	0	34.62	0	0	0.15	0	0	0.04
<i>Sitta carolinensis</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0
<i>Henicorhina leucophrys</i>	11.54	3.85	34.62	0.08	0.04	0.23	0.12	0	0.23
<i>Troglodites aedon</i>	19.23	42.31	11.54	0.19	0.35	0.12	0.19	0.04	0.04
<i>Melanotis caerulescens</i>	0	7.69	7.69	0	0.08	0.08	0.12	0.35	0.15
<i>Ptilononyx cinereus</i>	0	11.54	0	0	0.08	0	0	0.04	0.04
<i>Vireolanius aelitocephalus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.08
<i>Vireo gilvus</i>	3.85	0	7.69	0.04	0	0.08	0	0	0.04
<i>Vireo huttoni</i>	3.85	0	11.54	0.04	0	0.12	0	0	0
<i>Vireo solitarius</i>	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0
<i>Atlapetes pileatus</i>	3.85	38.46	0	0.04	0.31	0	0.15	0.08	0
<i>Atlapetes virenticeps</i>	0	0	30.77	0	0	0.19	0.04	0	0.08
<i>Diglossa baritula</i>	0	7.69	0	0	0.08	0	0	0	0
<i>Junco phaeonotus</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Melospiza lincolni</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Melospiza aelodia</i>	0	11.54	0	0	0.08	0	0	0	0
<i>Pipilo ocai</i>	0	15.38	11.54	0	0.15	0.08	0	0.38	0
<i>Icterus galbula</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0.04	0	0
<i>Icterus graduacauda</i>	0	0	7.69	0	0	0.04	0.12	0.19	0.19
<i>Basileuterus belli</i>	3.85	0	65.38	0.04	0	0.46	0.08	0	0.08
<i>Cardellina rubrifrons</i>	11.54	0	65.38	0.08	0	0.31	0.04	0	0.04

CUADRO 15. Indices relativos de abundancia de aves en tres tipos de vegetación en la ECL3  
MES:NOVIEMBRE

ESPECIE	X			F(25)			F(u)		
	RPE	B0	BMM	RPE	B0	BMM	RPE	B0	BMM
<i>Dendroica coronata</i>	0	3.85	3.85	0	0.04	0.04	0	0.04	0
<i>Dendroica nigrescens</i>	0	7.69	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Dendroica occidentalis</i>	0	0	30.77	0	0	0.15	0	0	0.04
<i>Dendroica townsendi</i>	0	7.69	53.85	0	0.04	0.38	0	0	0.08
<i>Dendroica graciae</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0.04	0	0
<i>Ergaticus ruber</i>	0	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0.04
<i>Mniotilta varia</i>	0	0	19.23	0	0	0.19	0	0	0.04
<i>Myoborus miniatus</i>	19.23	11.54	53.85	0.19	0.08	0.38	0.27	0.08	0.08
<i>Myoborus pictus</i>	3.85	7.69	0	0.04	0.08	0	0	0.04	0
<i>Oporornis tolmiei</i>	0	7.69	3.85	0	0.04	0.04	0	0	0
<i>Farula superciliosa</i>	0	0	7.69	0	0	0.04	0	0	0
<i>Peucedramus taeniatus</i>	7.69	3.85	7.69	0.08	0.04	0.08	0.12	0	0
<i>Verivora celata</i>	0	3.85	0	0	0.04	0	0	0	0
<i>Wilsonia pusilla</i>	11.54	15.38	61.54	0.08	0.15	0.42	0.04	0.04	0.04
<i>Piranga bidentata</i>	0	0	38.46	0	0	0.23	0.08	0.04	0.12
<i>Piranga eritrocephala</i>	0	0	19.23	0	0	0.08	0.04	0	0
<i>Piranga flava</i>	3.85	11.54	7.69	0.04	0.04	0.04	0.04	0	0.04
<i>Coccothraustes abeillei</i>	3.85	0	0	0.04	0	0	0.04	0.04	0

X = Promedio de aves detectadas dentro de la parcela.

F(25) = Frecuencia dentro de la parcela.

F(u) = Frecuencia fuera de la parcela.



3) Y el tipo de medida [(X), F(25) y F(u)], utilizada para evaluar la abundancia y su relación con la distancia a la que se oía la especie.

Como mencionamos anteriormente el análisis de presencia y ausencia en cada tipo de hábitat no es suficiente para ver si existe selección ya que individuos de una especie pueden sobrevivir o estar presente en densidades bajas en un hábitat que es su subóptimo, por lo tanto, seleccionamos las especies que aparecieron en más de 10% del total de parcelas muestreadas (850) durante todo el año para comparar estadísticamente si se detectaron diferencias en su abundancia en los tres tipos de hábitat (Cuadro 16).

También se incluyeron 5 especies de colibríes, por ser un grupo abundante y representativo de áreas quemadas. De las 32 especies cuya abundancia fue analizada estadísticamente, tres especies (Trogon mexicanus, Basileuterus belli y Parula superciliosa) se encontraron restringidas a los bosques y no se observaron en bosque quemado, demostrando un alto grado de selección de hábitats boscosos con dosel continuo. Entre estas especies Basileuterus belli se encontró seleccionando más de un tipo de hábitat. Para el análisis de frecuencia dentro de la parcela F(25), Trogon mexicanus no tuvo diferencias estadísticamente significativas entre los dos bosques y para el análisis de frecuencia fuera de la parcela F(u), las tres especies mencionadas anteriormente tuvieron diferencias estadísticamente significativas.

De las 28 especies restantes solo 7 mostraron diferencias significativas en la densidad de individuos dentro de la parcela. Selasphorus rufus, Ptilogonys cinereus y Atlapetes pileatus mostraron una alta frecuencia por el bosque quemado. Lampornis

CUADRO 16. Niveles de probabilidad (P) asociados a las comparaciones en abundancia de especies en los tres tipos de vegetación\*

ESPECIE	DENTRO F(25)	FUERA F(u)	DENTRO X
Dendroctix macroura	0.058	0.016	0.0647
Amazilia berylina	0	0.606	0.1611
Athis heloisa	0.009	0.135	0.7895
Colibri thalassinus	0	0	0.4522
Eugenes fulgens	0.956	0.135	0.2573
Hylcocharis leucotis	0.019	0.06	0.0673
Lampornis amethystinus	0	0.002	0.0001
Selasphorus platycercus	0.017	0.367	0.9252
Selasphorus rufus	0	0	0.0276
Trogon mexicanus	0.065	0.042	0.8977
Melanerpes formicivorus	0	0	0.3906
Lepidocolaptes leucogaster	0	0	0.081
Xiphorhynchus flavigaster	0	0	0.0534
Mitrephanes phaeocercus	0.061	0.002	0.9503
Myadestes occidentalis	0	0.01	0.0849
Turdus assimilis	0	0.002	0.0006
Sitta carolinensis	0.085	0.02	0.6265
Henicorhina leucophrys	0	0	0.0016
Troglodites aedon	0.004	0.001	0.0003
Melanotis caerulenscens	0	0	0.2171
Ptilogonys cinereus	0	0.265	0.0094
Atlapetes pileatus	0	0	0.0222
Pipilo ocai	0	0	0.43
Icterus graduacauda	0.017	0.274	0.0928
Basileuterus belli	0	0.001	0.0009
Cardellina rubrifrons	0	0.014	0.8242
Dendroica townsendi	0	0.112	0.7806
Myoborus miniatus	0	0	0.0001
Parula superciliosa	0	0	0.7572
Wilsonia pusilla	0	0.413	0.3178
Piranga bidentata	0	0.19	0.148
Piranga flava	0	0.057	0.5762

\*Las comparaciones basadas en las frecuencias de detecciones F(25) y F(u) se realizaron con la prueba de ji cuadrada. Las comparaciones basadas en el No. promedio de individuos por parcela (X), se realizaron con las pruebas de Kruskal-Wallis y Wilcoxon de análisis de varianza.

X = Promedio de aves detectadas dentro de la parcela

F(25) = Frecuencia dentro de la parcela

F(u) = Frecuencia fuera de la parcela

ji cuadrada se utilizó con la corrección de Yates.

amethystinus, Turdus assimilis y Menicorhina leucophrys mostraron una alta frecuencia por el bosque mesófilo de montaña; Myoborus miniatus fue más abundante en los bosques de pino-encino y mesófilo que en bosque quemado y Troglodytes aedon fue más abundante en el bosque quemado y bosque de pino-encino que en el bosque mesófilo de montaña.

El análisis de las frecuencias de detección fuera de la parcela F(u) mostró que 17 especies tuvieron diferencias significativas de abundancia en los tres tipos de vegetación, entre las cuales se encuentran las 7 anteriormente mencionadas. El análisis de frecuencias de las detecciones dentro de la parcela F(25) mostró la existencia de diferencias significativas en abundancia de 25 especies.

Con la llegada de aves migratorias en invierno, la densidad y abundancia aumenta anualmente en los hábitats. Tomando en cuenta todas las especies observadas durante el año, encontramos que el bosque quemado fue el que presentó el mayor número y porcentaje de especies migratorias, perteneciendo la mayor parte de estas especies a la familia Embericidae (Cuadro 17).

El bosque de pino-encino fue el que sostuvo el menor número y porcentaje de especies migratorias y el bosque mesófilo de montaña mantuvo una posición intermedia. Este patrón no fue estadísticamente significativo ( $\chi^2 = 1.70$ ,  $gl=2$ ,  $P > 0.05$ ).

Basándonos en el total de especies capturadas, se encontró que en los tres tipos de vegetación el gremio de aves insectívoras (I) fue el que tuvo el mayor número de especies, entre 44.7% y 49.5% de las especies; a este le siguió en riqueza de especies el gremio insectívoro-frugívoro (IF) variando entre

CUADRO 17. Porcentaje de especies residentes, migratorias, residentes migratorias, migratorias locales. Observadas en bosque de pino encino, bosque quemado y bosque mesófilo de montaña

	RPE		BG		BMM	
	No spp	%	No spp	%	No spp	%
Residentes	48	60.7	45	53.0	54	58.1
Residentes-migratorias	8	10.1	7	8.2	8	8.6
Migratorias locales	5	6.3	8	9.4	9	9.7
Migratorias	18	22.8	25	29.4	22	23.6
TOTALES:	79		85		93	

RPE = Bosque de pino-encino

BG = Bosque quemado

BMM = Bosque mesófilo de montaña

CUADRO 18. Abundancia relativa de especies de aves pertenecientes a distintos gremios tróficos en tres tipos de vegetación de la ECLJ.

	RPE		BG		BMM	
	No spp	%	No spp	%	No spp	%
NI	9	11.4	10	11.8	12	12.9
IG	3	3.8	3	3.5	3	3.2
I	38	48.1	38	44.7	46	49.5
G	3	3.8	8	9.4	3	3.2
IF	22	27.8	23	27.0	24	25.8
F	4	5.1	3	3.5	5	5.4
TOTALES:	79	100	85	99.9	93	100

RPE = Bosque de pino-encino

BG = Bosque quemado

BMM = Bosque mesófilo de montaña

el 25.8% al 27.8% de las especies; el gremio nectarívoro-insectívoro (NI) incluyó del 11.4% al 12.9% del total de las especies en los tres tipos de vegetación. La diferencia más notable entre los tres tipos de vegetación es que el bosque quemado sostuvo más del doble de especies granívoras (G) que los otros dos tipos de vegetación. Sin embargo, estas diferencias no fueron estadísticamente significativas ( $\chi^2$ -cuadrada = 2.705,  $gl=6$ ,  $P > 0.05$ ) (Cuadro 18).

Investigamos la relación entre las características de las aves migratorias y sus preferencias de alimentación para cada tipo de vegetación. En el bosque de pino-encino (Cuadro 19, 20 y 21) el 46.8% de las especies residentes fueron insectívoras siendo este el gremio con el mayor número de especies; este gremio también fue el que presentó mayor número especies de aves migratorias (55.5%). Tanto para las aves residentes como migratorias, el gremio insectívoro ocupó el segundo lugar en número de especies. Las aves migratorias-locales presentaron una alta proporción de especies en los gremios nectarívoro-insectívoro e insectívoro-frugívoro.

El patrón de abundancia de especies en cada gremio según su calidad migratoria fue muy similar en los tres tipos de vegetación (Cuadro 19, 20 y 21) resaltando los siguientes patrones:

- 1) Las aves migratorias siempre presentaron el porcentaje de especies más alto en el gremio insectívoro superando siempre la cifra del 55% de especies de aves.
- 2) Las aves residentes también tuvieron el mayor número de especies en el gremio insectívoro, pero en este caso la proporción nunca superó el 45%.

CUADRO 19. Porcentaje de especies de aves pertenecientes a diferente migración y gremio trófico en el bosque de pino encino de la ECLJ.

Migración	NI		IG		I		G		IF		F		TOTALES	
	No spp	%	No spp	%	No spp	%	No spp	%	No spp	%	No spp	%	No spp	%
Residentes	6	12.5	3	6.2	20	41.8	3	6.2	13	27.1	3	6.2	48	100
Residentes-migratorios	0	0.0	0	0.0	7	87.5	0	0.0	1	12.5	0	0.0	8	100
Migratorios locales	2	40.0	0	0.0	1	20.0	0	0.0	2	40.0	0	0.0	5	100
Migratorios	1	5.5	0	0.0	10	55.5	0	0.0	6	33.5	1	5.5	18	100
TOTALES DE SPP:	9		3		38		3		22		4		79	

NI = Nectarívoro Insectívoro  
 IG = Insectívoro Granívoro  
 I = Insectívoro

G = Granívoro  
 IF = Insectívoro Frugívoro  
 F = Frugívoro

CUADRO 20. Porcentaje de especies de aves pertenecientes a diferente migración y gremio trófico en el bosque quemado de la ECLJ.

Migración	NI		IG		I		G		IF		F		TOTALES	
	No spp	%	No spp	%	No spp	%	No spp	%	No spp	%	No spp	%	No spp	%
Residentes	5	11.1	3	6.7	16	35.5	7	15.5	12	26.9	2	4.4	45	100
Residentes-migratorios	0	0.0	0	0.0	6	85.7	0	0.0	1	14.3	0	0.0	7	100
Migratorios locales	2	25.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	6	75.0	0	0.0	8	100
Migratorios	2	8.0	0	0.0	16	64.0	1	4.0	5	20.0	1	4.0	25	100
TOTALES DE SPP:	9		3		38		8		24		3		85	

NI = Nectarívoro Insectívoro  
 IG = Insectívoro Granívoro  
 I = Insectívoro

G = Granívoro  
 IF = Insectívoro Frugívoro  
 F = Frugívoro

CUADRO 21. Porcentaje de especies de aves pertenecientes a diferente migración y gremio trófico en el bosque mesófilo de montaña de la ECLJ.

Migración	NI		IG		I		G		IF		F		TOTALES	
	No spp	%	No spp	%	No spp	%	No spp	%	No spp	%	No spp	%	No spp	%
Residentes	6	11.1	3	5.5	24	44.5	3	5.5	14	26	4	7.4	54	100
Residentes-migratorios	0	0.0	0	0.0	7	87.5	0	0.0	1	12.5	0	0.0	8	100
Migratorios locales	5	55.5	0	0.0	1	11.1	0	0.0	3	33.3	0	0.0	9	100
Migratorios	1	4.5	0	0.0	14	63.7	0	0.0	6	27.3	1	4.5	22	100
TOTALES DE SPP:	12		3		46		3		24		5		93	

NI = Nectarívoro Insectívoro  
 IG = Insectívoro Granívoro  
 I = Insectívoro

G = Granívoro  
 IF = Insectívoro Frugívoro  
 F = Frugívoro

- 3) Las aves migratorias-locales fueron especies vinculadas a los recursos de las plantas, teniendo estas especies una dieta insectívora-frugívora o nectarívora-insectívora.
- 4) Solo las especies residentes presentaron más del 10% de las especies que se alimentaban de granos (granívoras e insectívoras-granívoras).
- 5) Las residentes fueron las especies que presentaron un mayor número de especies frugívoras.

Las diferencias referentes a la estructura de la vegetación se reflejaron en el uso que las especies dieron a los diferentes estratos (suelo, arbusto, tronco y dosel) en los tres tipos de vegetación (Cuadro 22). En el bosque quemado la mayoría de las especies se observaron en el estrato arbustivo mientras que en el bosque de pino-encino y bosque mesófilo la mayoría de las especies se detectaron en el dosel. Un substrato muy importante resultaron ser los troncos, en el bosque quemado, en el cual se observaron el 40% de las especies para ese tipo de vegetación; también se destacó que las especies en el bosque mesófilo de montaña y bosque quemado, utilizaron más el suelo y hojarasca que las especies del bosque de pino-encino. Estas diferencias en uso de estrato fueron altamente significativas ( $\chi^2$ -cuadrada = 22.77,  $gl=6$ ,  $P > 0.001$ ).

El análisis sobre el uso de estrato en base al número de individuos detectados demuestra un patrón similar al representado por el número de especies; en el bosque quemado el mayor número de individuos se observó en el estrato arbustivo mientras que en el bosque de pino-encino y bosque mesófilo de montaña el mayor número de individuos se observó en el dosel (Cuadro 23). El

CUADRO 22. Porcentaje y número de especies observados en diferentes estratos, en tres tipos de vegetación.

ESTRATO	BPE		BG		BMM	
	SUM	%	SUM	%	SUM	%
SUELO	8	(10.1)	14	(18.4)	17	(18.2)
ARBUSTO	35	(44.3)	79	(92.9)	53	(56.9)
TRONCO	14	(17.7)	34	(40.0)	18	(19.3)
DOSEL	70	(88.6)	58	(68.2)	80	(86.0)

BPE = Bosque de pino-encino

BG = Bosque quemado

BMM = Bosque mesófilo de montaña

% = Porcentaje de especies en base al total de especies presentes en cada tipo de vegetación.

CUADRO 23. Porcentaje y número de individuos observados en diferentes estratos, en tres tipos de vegetación.

ESTRATO	BPE		BG		BMM	
	SUM	%	SUM	%	SUM	%
SUELO	76	(2.9)	128	(4.1)	270	(7.0)
ARBUSTO	317	(12.0)	1461	(46.9)	635	(21.7)
TRONCO	227	(8.6)	453	(14.5)	273	(7.1)
DOSEL	2025	(76.5)	1076	(34.5)	2465	(64.2)
TOTAL	2645		3118		3843	

BPE = Bosque de pino-encino

BG = Bosque quemado

BMM = Bosque mesófilo de montaña

% = Porcentaje de especies en base al total de especies presentes en cada tipo de vegetación.



número de individuos que utiliza troncos fue mayor en el bosque quemado.

Las diferencias observadas en los tres tipos de vegetación no se limitan solamente a la composición y abundancia de especies en su totalidad, sino que también se reflejaron en patrones dinámicos de cambios a través de los meses del año.

En el bosque de pino-encino se observó un total de 24 especies migratorias a través de todo el año. En el mes de enero se observó el máximo de 13 especies y en agosto el mínimo de 0 especies; en el mes de abril se detectaron el máximo de individuos detectados (79) (Cuadro 24). No todas las especies migratorias mostraron el mismo patrón de abundancia a través del año, por ejemplo: Regulus calendula se observó solo de septiembre a noviembre, mientras que Bombycilla cedrorum y Ridwayia pinicola se observaron solo en abril y mayo, Cardellina rubrifrons se observó de septiembre-mayo.

En el bosque quemado se observaron más especies migratorias (32) que en el bosque de pino-encino y bosque mesófilo. El mayor número de especies se detectó en febrero (20) y el menor número en agosto (1); el mayor número de individuos se detectó en marzo, mes en el que se observaron 224 individuos (Cuadro 25).

Los picos de abundancia variaron de acuerdo a las especies migratorias: Amazilia beryllina, Selasphorus rufus, Icterus galbula y Wilsonia pusilla siendo las más abundantes en Enero; Bombycilla cedrorum, Ptilogonys cinereus, Dendroica coronata, Oporornis tolmiei y Ridwayia pinicola fueron más abundantes de marzo a mayo.

CUADRO 24. Dinámica estacional de aves migratorias en el Bosque de Pino-Encino, de la ECLJ.

ESPECIE	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV
<i>Amazilia beryllina</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Selasphorus platycercus</i>	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Selasphorus rufus</i>	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphyrapicus varius</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Regulus calendula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	4	16	8
<i>Catharus gutatus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Catharus ustulatus</i>	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Turdus migratorius</i>	0	1	0	0	4	0	0	0	0	0	0
<i>Bombycilla cedrorum</i>	0	0	0	30	13	0	0	0	0	0	0
<i>Ptylogonys cinereus</i>	2	4	4	15	11	8	10	0	0	0	0
<i>Pheucticus ludovicianus</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	1	0	0	6	0	8	5	0	0	0	0
<i>Icterus galbula</i>	2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cardellina rubrifrons</i>	12	9	4	3	2	0	0	0	6	10	4
<i>Dendroica nigrescens</i>	1	3	0	0	1	0	0	0	3	0	0
<i>Dendroica occidentalis</i>	9	6	8	2	0	0	0	0	7	10	0
<i>Dendroica townsendi</i>	20	29	18	9	1	0	0	0	0	15	0
<i>Ergaticus ruber</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Mniotilta varia</i>	3	2	2	0	0	0	0	0	11	1	0
<i>Myoborus pictus</i>	8	0	0	0	0	0	0	0	3	2	1
<i>Vermivora peregrina</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	3	1	0
<i>Wilsonia pusilla</i>	0	1	3	2	3	0	0	0	0	2	4
<i>Piranga ludoviciana</i>	0	0	4	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ridwayia pinicola</i>	0	0	0	8	2	0	0	0	0	0	0
No. individuos:	66	59	49	79	38	16	16	0	38	58	19
No. especies:	13	12	10	11	9	2	3	0	8	9	6
Especies Totales: 24											

CUADRO 25. Dinámica estacional de aves migratorias en el Bosque de Guemado, de la ECLJ.

ESPECIE	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV
<i>Amazilia beryllina</i>	13	9	11	4	9	11	1	0	0	0	0
<i>Selasphorus platycercus</i>	2	1	5	1	0	0	0	0	0	0	3
<i>Selasphorus rufus</i>	45	25	10	0	0	0	0	0	0	0	11
<i>Stellula calliope</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Contopus borealis</i>	0	0	0	0	2	0	0	1	0	2	0
<i>Regulus calendula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Sialia sialis</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	4	0
<i>Turdus migratorius</i>	0	0	4	5	1	0	0	0	0	0	0
<i>Bombycilla cedrorum</i>	0	0	83	105	46	0	0	0	0	0	0
<i>Ptilononyx cinereus</i>	4	11	39	22	52	24	18	0	0	0	5
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	4	1	1	7	2	7	1	0	0	0	0
<i>Melospiza lincolni</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Icterus cuculatus</i>	4	1	2	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Icterus galbula</i>	14	11	9	5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Icterus parisorum</i>	0	1	7	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Icterus pustulatus</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Icterus wagleri</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cardellina rubrifrons</i>	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dendroica coronata</i>	2	2	25	4	0	0	0	0	0	0	2
<i>Dendroica nigrescens</i>	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0	2
<i>Dendroica occidentalis</i>	2	5	3	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Dendroica townsendi</i>	5	2	9	6	0	0	0	0	0	1	2
<i>Mniotilta varia</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1	3	0
<i>Myioborus pictus</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	2	1	3
<i>Oporornis tolmiei</i>	1	2	1	10	1	0	0	0	0	0	2
<i>Seiurus motacilla</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vermivora celata</i>	6	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Vermivora ruficapilla</i>	4	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Wilsonia pusilla</i>	7	9	7	7	4	0	0	0	0	0	5
<i>Piranga ludoviciana</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Piranga rubra</i>	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ridwayia pinicola</i>	0	0	3	15	0	0	0	0	0	0	0
No. individuos:	120	98	224	201	118	42	20	1	4	11	42
No. especies:	19	20	19	18	9	3	3	1	3	5	12
Especies Totales: 32											

En el bosque mesófilo de montaña el patrón de abundancia de las especies migratorias fue diferente respecto al bosque de pino-encino y bosque quemado (Cuadro 26). El bosque mesófilo tuvo 31 especies de aves migratorias. El mayor número de especies (13) se detectó en enero-febrero y el mayor número de individuos se detectó en abril (116), a diferencia de los otros dos tipos de vegetación, en el bosque mesófilo, julio fue el mes donde se observó el menor número de especies e individuos migratorios. Algunas especies como Wilsonia pusilla fueron más abundantes durante los meses de octubre y noviembre.

El máximo periodo de permanencia de especies migratorias en los tres tipos de vegetación fue de 9 meses para Cardellina rubrifrons y Ptilogonys cinereus; otras especies como Dendroica occidentalis, D. towsendi y Wilsonia pusilla se observaron durante un periodo de 8 meses y algunas otras especies como Phaethornis superciliosus, Ridwayia pinicola, y Empidonax cedrorum se ven solo por un breve periodo.

La dinámica estacional se presenta en las figuras 3 y 4, las que muestran gráficamente la dinámica estacional de aves migratorias. La importancia del bosque quemado para las aves migratorias es evidente ya que en 9 de los 11 meses de muestreo el bosque quemado sostuvo un mayor o igual número de especies migratorias que el bosque de pino-encino y en 7 meses sostuvo mayor número de especies que el bosque mesófilo de montaña (Fig. 3). Este patrón es igual para el análisis en base al número de individuos con cifras de 9 y 7 meses en las que el bosque quemado supera el mismo número de individuos al bosque de pino-encino y bosque mesófilo respectivamente (Figura 4). Un aspecto interesante es que de enero a julio es el bosque quemado el que sostiene el mayor número de especies e individuos migratorios, pero de agosto a noviembre, el bosque mesófilo de montaña y el

CUADRO 26. Dinámica estacional de aves migratorias en el Bosque Mesófilo de Montaña, de la ECLJ.

ESPECIE	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV
<i>Amazilia beryllina</i>	0	3	6	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Amazilia rutila</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Lampornis clemenciae</i>	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0
<i>Phaethornis superciliosus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Selasphorus platycercus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Selasphorus rufus</i>	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Contopus borealis</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Regulus calendula</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2
<i>Catharus gutatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Catharus ustulatus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Turdus migratorius</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bombcilla cedrorum</i>	0	0	4	17	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ptilogonys cinereus</i>	1	12	37	62	28	8	0	0	0	0	3
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	3	1	0	1	2	0	0	0	0	0	0
<i>Icterus cuculatus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Icterus galbula</i>	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cardellina rubrifrons</i>	15	11	3	2	0	0	0	2	23	7	18
<i>Dendroica nigrescens</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dendroica occidentalis</i>	2	9	3	2	0	0	0	0	1	0	9
<i>Dendroica townsendi</i>	19	19	5	4	0	0	0	0	1	9	16
<i>Ergaticus ruber</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	2
<i>Mniotilta varia</i>	2	1	0	0	0	0	0	0	1	3	6
<i>Mycoborus pictus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Dporornis tolmiei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Vermivora luciae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Vermivora peregrina</i>	0	0	0	0	0	1	0	6	0	0	0
<i>Vermivora ruficapilla</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Wilsonia pusilla</i>	5	10	3	10	4	0	0	0	0	18	17
<i>Piranga ludoviciana</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Piranga rubra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Ridwayia pinicola</i>	0	0	29	17	0	0	0	0	0	0	0
No. individuos:	55	71	92	116	36	12	2	12	32	39	74
No. especies:	13	13	10	9	5	4	2	5	8	7	10
Especies Totales: 31											

**Figura 3. Dinámica estacional de aves migratorias (individuos).**

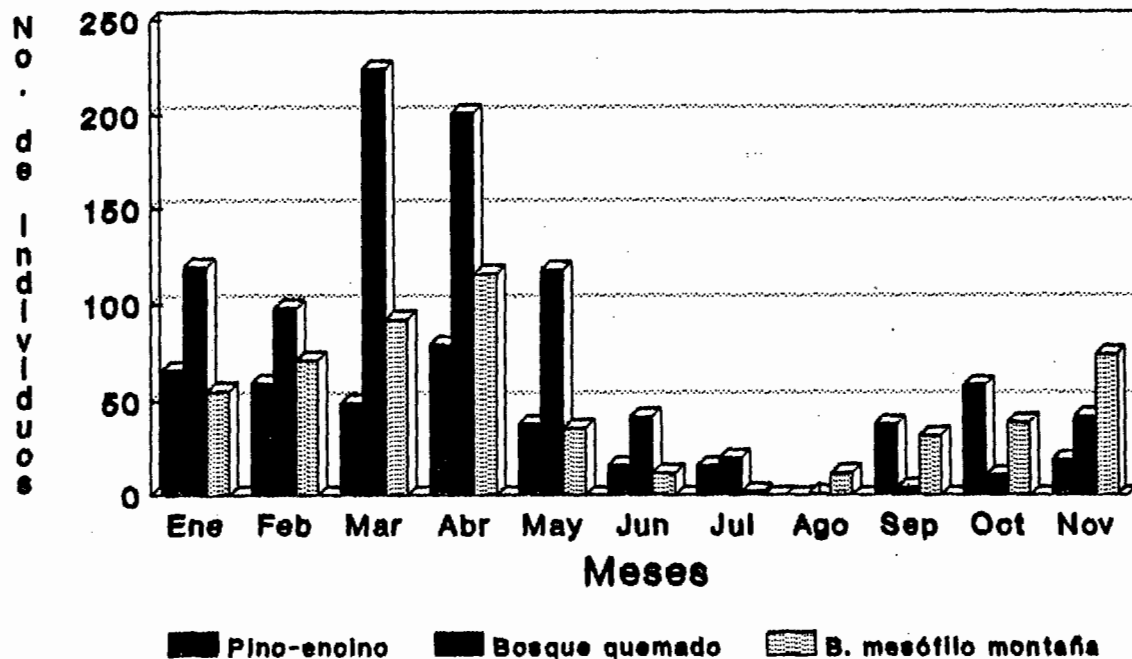
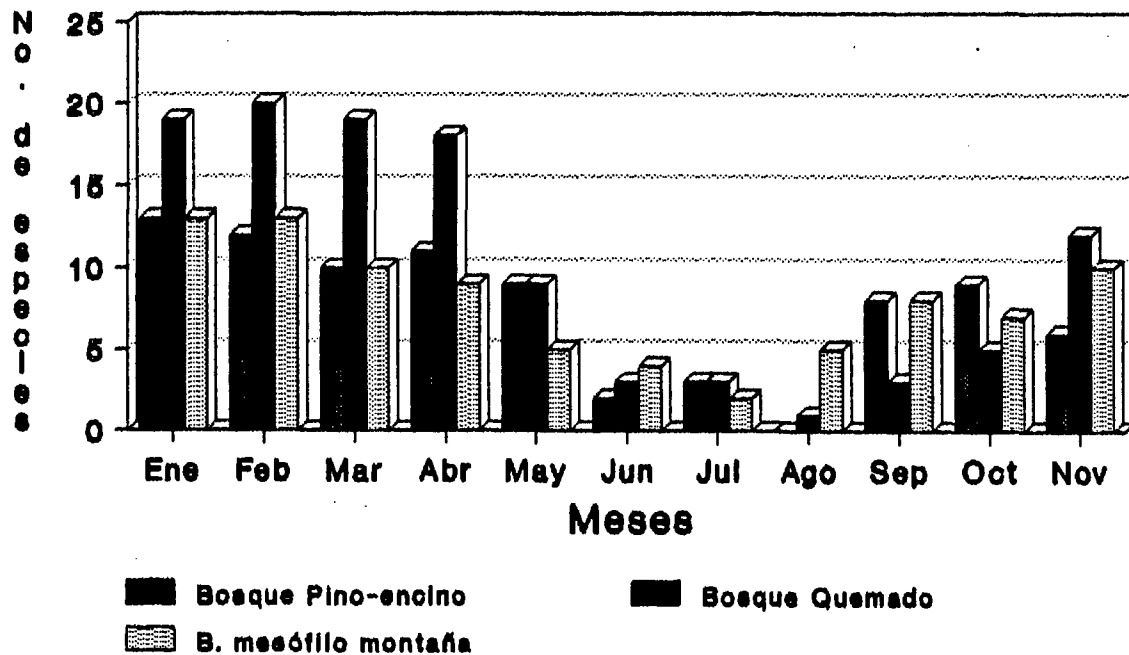


Figura 4. Dinámica estacional de aves migratorias (especies).



bosque de pino-encino tienden a tener un mayor número de especies e individuos.

Las diferencias de los números de individuos se debe al alto número de individuos en el bosque quemado de Amazilia beryllina, Selasphorus rufus, Bombycilla cedrorum y Dendroica coronata en la primera mitad del año y un alto número de Cardellina rubrifrons, Dendroica townsendi, Wilsonia pusilla, Regulus calendula y Mniotilta varia en los bosques de pino-encino y mesófilo durante la segunda mitad del año. También es notorio que en los tres tipos de vegetación los meses de primavera tienen un mayor número de individuos y especies migratorias que los meses de otoño.

Los muestreos con las redes de niebla se realizaron solamente durante febrero en la estación de secas y en julio durante la estación de lluvias; la razón de esto se debió a que las capturas con redes no produjeron información adicional a la que se generó con los censos de parcela de radio fijo. En el mes de febrero se capturaron del 50 al 73% menos especies en cada tipo de vegetación que las que se observaron; en el mes de julio se capturaron del 42 al 84% menos especies de las que se observaron usando la técnica de parcela de radio fijo.

En julio la tasa de captura más alta se presentó en el bosque quemado, seguido por bosque mesófilo de montaña y finalmente el bosque de pino-encino. En ambos meses (febrero y julio) el bosque quemado presentó la mayor riqueza de especies. En febrero, el bosque de pino-encino presentó la mayor tasa de recaptura (24.4%), debido a una misma especie (Myioborus miniatus), que cayó más de 3 veces en la red. Sin embargo, esta tasa de recaptura pasó a ser la más baja en julio (Cuadro 27).



CUADRO 27. Resultado global del muestreo de redes de niebla durante dos temporadas (secas y lluvia) en la ECLJ.

	No H/R	No Captura	Tasa Recaptura	% Recaptura	Individuos	Especies	Riqueza	
SECAS (febrero)								
B. Pino-encino	194	41	21.1	10	24.4	31	19	0.10
B. Quezado	161	277	172.0	24	8.7	247	29	0.18
B. Mesófilo	198	44	22.2	4	9.1	40	14	0.07
LLUVIAS (julio)								
B. Pino-encino	192	18	9.4	1	0.5	17	7	0.04
B. Quezado	180	58	36.2	8	10.3	52	19	0.12
B. Mesófilo	192	39	20.3	7	17.9	32	12	0.06

## VIII. DISCUSION

El método de parcela de radio fijo (Hutto, 1986a) es adecuado para hacer comparaciones entre diferentes hábitats, mejor que las redes, ya que generó una mayor información en menos tiempo, además se ocupan menos personas que en la técnica de redes. El número de aves observadas fue superior y da una idea mejor de lo que hay en el hábitat, ya que se detectaron especies correspondientes a toda la estructura vertical de la comunidad vegetal (suelo, arbustos, troncos, dosel). Las medidas de distancia entre parcela y parcela (100 m) y dentro de la parcela (25 m de radio) fueron iguales para los tres tipos de vegetación, aunque se habla de que de acuerdo al tipo de vegetación varía la distancia; sin embargo, nosotros adecuamos la técnica con las mismas medidas para los tres hábitats, ya que estas medidas aseguraron un mayor porcentaje de detectabilidad tanto para el bosque de pino-encino, bosque quemado y bosque mesófilo de montaña.

La duración del periodo de conteo representa un compromiso entre el registro de todas las aves que se presentan dentro del radio de 25 m y lograr un número razonable de censos independientes (Hutto, 1986a). La duración del conteo (10 min) y número de muestras (26) fue igual para los diferentes tipos de vegetación, debido a que solo así pudieran ser comparables los hábitats a causa de la relación entre el número de detecciones y el tiempo.

Si consideramos que el bosque quemado dominado por pino y encino era más o menos similar al bosque de pino-encino adyacente se deduce en base al análisis de la estructura de la vegetación (Cuadro 1) que los cambios en el hábitat fueron notables. El efecto principal fue: 1) Una disminución en el número de árboles

mayores a 25 cm, 2) la desaparición del estrato del dosel que se transformó en una zona abierta con árboles aislados, 3) un aumento notable en la densidad de vegetación herbácea y arbustiva a causa de la mayor penetración de la luz y 4) un aumento de árboles muertos en pie y troncos caídos.

Estos cambios en estructura de hábitat se vieron reflejados en la composición y abundancia de aves. Podemos considerar al bosque mesófilo de montaña como un posible estado de sucesión avanzado al cual llegaría el bosque de pino-encino, si no sufre perturbaciones frecuentes como lo son los incendios (Pineda, 1988; Saldaña-Jardel, 1988).

A nivel general los cambios en la estructura y composición de la vegetación antes descritas al parecer causaron un aumento en el número de especies de aves en bosque quemado ya que el bosque de pino-encino tuvo 79 especies de aves y el bosque quemado 85 especies.

Si bien fueron 60 especies las que se observaron en los tres tipos de vegetación, fue el bosque quemado el que presentó el mayor número de especies (15) que fueron exclusivas a este tipo de vegetación sugiriendo que estas especies están adaptadas a las condiciones creadas por los incendios (Cuadro 2).

El bosque quemado fue el que presentó la mayor diferencia con los dos bosques adyacentes, ya que el bosque de pino-encino y bosque mesófilo de montaña fueron los más similares principalmente porque compartían especies que necesitan árboles grandes y el follaje del dosel, justamente el estrato que desapareció del bosque quemado (Cuadro 3). Al parecer la composición de especies de aves según su distribución biogeográfica no varió entre los tres tipos de vegetación,

teniendo porcentajes similares de especies neotropicales y neárticas (Cuadro 4).

Se encontró igual que en otros trabajos (Bendell, 1974; Chandler *et al.*, 1983) que el área quemada sostuvo un mayor número de especies e individuos migratorios, las diferencias en cuanto al número de especies no fueron significativas en los tres tipos de hábitats. Sin embargo, al analizar el patrón estacional de abundancia de aves migratorias (Figuras 3 y 4) resalta claramente que en la primer mitad del año hay una mayor abundancia de individuos y riqueza de especies en el bosque quemado, mientras que en la segunda mitad del año son el bosque de pino-encino y el bosque mesófilo de montaña los que albergan un mayor número de aves migratorias.

En cuanto a las características tróficas de las aves que radicarón en el bosque posterior al incendio, se observó un claro aumento de especies granívoras que utilizaron el estrato arbustivo que era el más abundante que en los otros dos bosques (Cuadro 18).

El uso del estrato arbustivo y de troncos en el bosque quemado, se reflejó en que se observaron muchas especies e individuos forrajeando. Los troncos muertos en pie son un recurso importante para algunas especies ya que los pueden utilizar para almacenar alimento o como parte del cortejo (p. ej. la familia Picidae). Sin embargo, el bosque quemado fue el que presentó el menor número de individuos y especies que forrajearon en el dosel (Cuadro 22 y 23). En el bosque mesófilo de montaña el dosel albergó el mayor número de especies (86%), esto es, de 93 especies que se encuentran en el bosque, 80 utilizaron este recurso, existiendo algunas aves muy selectivas como Penelope purpurascens, Campephylus guatemalensis y Trogon mexicanus.

Sin embargo, los colibríes (familia Trochilidae) son un grupo de aves que se vieron favorecidos en el bosque quemado, ya que se alimentaron con néctares de flores que se desarrollaron en zonas perturbadas y la abundancia de estas especies coincidió con el periodo de floración estacional (noviembre-marzo), existiendo una gran competencia por dicho recurso entre las especies residentes y migratorias, debido a que establecen territorios de alimentación en las zonas de flora abundante (Des Granges, 1980). Esto indica que de las 7 especies más comunes, 5 especies mostraron una mayor abundancia en el bosque quemado (Amazilia beryllina, Hylocharis leucotis, Colibri thalasinus, Selasphorus platycercus y S. rufus), una especie en bosque mesófilo de montaña (Lampornis amethystinus) y uno se encontró en proporciones similares en bosque quemado y bosque de pino-encino (Athis heloisa).

La discusión quizás sugiere que los incendios no causan muchas pérdidas de vida en las aves; esto es debido a que las aves tienen la capacidad de volar y dejar el área que se está quemando, pero una vez pasado el incendio ellas empiezan a colonizar. Sin embargo, la estructura del bosque cambia y llega a afectar a especies que son muy selectivas, como los vireos (Vireonidae) y trogones (Trogonidae) que se encuentran generalmente en el dosel. Esto refleja que el bosque de pino-encino comparta más especies comunes con el bosque mesófilo de montaña, debido a que el dosel es una zona de suma importancia (provee de recursos alimenticios, cobertura y sitios para anidar adicionales a los que posee el suelo o sotobosque).

Con el historial de perturbaciones que ha sufrido la zona donde ocurrió el incendio de copa (Jardel, 1991), es muy probable que anteriormente existieran especies como Cyanocitta stelleri, Piculus auricularis, Trogon mexicanus en lo que hoy es el bosque

quemado y que son de suma importancia para controlar las poblaciones de fauna nociva.

Queda claro que los incendios no son del todo dañinos ya que forma un mosaico con diferentes tipos de vegetación que provee los requerimientos de hábitats necesarios para especies que necesitan áreas perturbadas.

Al muestrear con la técnica de radio-fijo quisimos corroborar si existía sesgo en la detección de aves e identificación de las mismas, por tal razón se muestreó con la técnica de redes de niebla en dos temporadas: secas y lluvias, en los diferentes tipos de hábitat. Los resultados obtenidos demostraron que no existía sesgo al utilizar la técnica de radio-fijo, ya que la técnica de redes no mostró ninguna especie que no se hubiera detectado, a excepción del colibrí Tilmatura dupontii, que casualmente cayó en la red y que nunca fue detectado en el hábitat; sin embargo, existen especies que son altamente secretivas y su abundancia real se puede sobreestimar.

## IX. CONCLUSIONES

1. El bosque mesófilo de montaña, al ser comparado con el bosque de pino-encino y el bosque quemado, presentó una estructura más compleja que a los otros tipos de vegetación, ofreciendo una gran variedad de recursos a la fauna (mayor número de especies arbóreas, mayor número de individuos, epífitas, cavidades, troncos, etc.); por esta razón, la mayor riqueza, abundancia y diversidad de aves se encuentra aquí. El bosque quemado ofreció una menor riqueza y diversidad de especies que el bosque mesófilo, pero mayor en relación al bosque de pino-encino.

2. La técnica de parcelas de radio fijo utilizada en los tres tipos de vegetación resultó eficiente en comparación con la técnica de redes de niebla. La técnica de parcelas de radio fijo permite detectar las especies de aves que se encuentran en los diversos estratos de vegetación de los bosques; en contraste, las redes capturan aves de especies que utilizan los estratos bajos (suelo, hierbas y arbustos), por lo que existe sesgo al utilizar esta técnica (García, 1991).

3. La mayor cantidad de especies migratorias en el área perturbada probablemente se deba a los recursos alimentarios que presenta y a que la comunidad de residentes tiene menor riqueza en esta zona (Hutto, 1986b). En los cuadros 24, 25 y 26 se observó que existe un mayor número de especies e individuos migratorios en el bosque quemado que en el bosque mesófilo de montaña y el bosque de pino-encino. La mayoría de estas especies pertenecen a las Familias Embericidae y Trochilidae.

4. Respecto a la abundancia y riqueza de especies de los colibríes (Familia Trochilidae), tanto residentes como migratorios, en el bosque quemado se encontró una cantidad

considerable en relación a los otros dos bosques. Esto se debió principalmente a la floración estacional de plantas como Salvia sp. y Cirsium sp., que se encuentran con una mayor abundancia en el bosque quemado.

5. Los recursos alimenticios registrados como de mayor utilización por las aves fueron esencialmente: 1) Insectos, 2) Frutos y 3) Néctar; esto ocurrió en los tres hábitats estudiados (Cuadro 18). Cabe esperar que las interacciones competitivas serán muy intensas entre los miembros que forman parte de un gremio (Krebs, 1985). Una línea de investigación que se debe seguir a partir de este trabajo será evaluar la competencia interespecífica e intraespecífica dentro de estos gremios.

6. Cuando un hábitat es perturbado por un incendio, la composición de especies puede ser modificada (dependiendo del tipo de incendio) (Bendell, 1974; Christensen, 1975; Lyon, 1978). En el caso del bosque quemado la cobertura del dosel desapareció y algunas aves que comen insectos en este estrato disminuyeron; sin embargo, se puede decir que el número de las especies de aves que sobreviven en hábitats perturbados aumentó considerablemente.

Tanto el bosque quemado como el bosque mesófilo de montaña proporcionaron una mayor cantidad de flores, frutos, semillas e insectos respecto al bosque de pino-encino; de cualquier forma los encinos que forman parte de este último tipo de bosque influyen en la composición de gremios; por tal razón en los tres hábitats se encuentran los mismos gremios tróficos (Cuadros 19, 20 y 21).

7. Los factores que permitieron la persistencia de la avifauna sobre el hábitat incendiado son su capacidad de



adaptación para tolerar las amplias fluctuaciones de las condiciones ambientales (Bendell, 1974, Stephen, 1982) y la proximidad de los bosques de pino, pino-encino y mesófilo de montaña que permite la existencia de un intercambio de especies que no son típicamente exclusivas de un tipo o de otro.

8. Dentro de los objetivos de la ECLJ, el mantener una diversidad de ambientes y muestra de comunidades en distintas etapas sucesionales es considerado como prioritario; es por esto que se necesita hacer un manejo planificado de los distintos tipos de hábitat para que se desarrollen numerosos tipos de vegetación y así sostener una mayor diversidad de avifauna. Sin embargo, resulta importante resaltar que hay especies que no toleran la perturbación y requieren de bosques de viejo crecimiento para subsistir.

9. El bosque mesófilo de montaña es un tipo de bosque que se encuentra representado por el 1% aproximadamente de la superficie del total de bosques en México; si se desea conservar este tipo de vegetación, se recomienda que continúen los bosques de pino-encino y el bosque quemado adyacentes, con un proceso natural de sucesión para que, en el futuro, el bosque mesófilo llegue a dominar. Por otro lado, si existe un mosaico con diferentes estados serales se albergaría una alta diversidad de aves en la ECLJ.

10. El bosque quemado es interesante porque presenta una alta riqueza de especies; sin embargo, permitir que siga su proceso de sucesión natural nos brindará la oportunidad de estudiar los cambios que se generen en las comunidades de aves que lo habitan actualmente. En este proceso: 1) no se perdería la riqueza de especies de aves en la ECLJ (García, 1991) y 2) en el

bosque mesófilo las especies que ahora están amenazadas o en peligro de extinción recobrarían su abundancia.

11. Resulta primordial generar información para conservar nuestros bosques y lograr una combinación de aprovechamiento forestal con el manejo de la fauna, para mantener la mayor diversidad estructural y taxonómica, tanto florística como faunística en cualquier tipo de vegetación.

## X. BIBLIOGRAFIA.

- Alvarez del Villar, J. 1983. Los Cordados. CECSA, México. pp. 195-250.
- Anaya C., M. 1989. El Fuego en la Regeneración Natural del Bosque de Pinus-Quercus en la Sierra de Manantlán, Jal. Tesis de Licenciatura. LNLJ, Universidad de Guadalajara. 76 p.
- Bendell, J. F. 1974. Fire and Ecosystems. Nozlowky T. T. and C. E. Ahlgren. Academic Press, U. S. A. pp. 73-137.
- CIPA-MEX, 1988. Aves Posible de Calificarse como Amenazadas o en Peligro de Extinción. Sección Mexicana del Consejo Internacional para la Preservación de las aves: Boletín de CIPA-MEX, Vol.1 No.1. México, D.F.
- Chandler, C., P. Cheney, P. Thomas, L. Trabaud, D. Williams 1983. Fire in Forestry. Vol 1: Forest Fire Behavior and Effects. John Willey and Sons, U. S. A. 450 p.
- Chandler, R., B. Bruun and H. S. Zim. 1983. A Guide To Field Identification Birds of North America. Golden Press. New York. 360 p.
- Christensen, P. E. y P. C. Kimber. 1975. Effect of Prescribed Burning on the Flora and the Fauna of Southwest Australian Forest. Proc. Ecol. Soc. Aust. 9: 85-106.
- Dealy, D. J. E., A. Leckenby and D. M. Concannon. 1981. Wildlife Habitats in Managed Rangelands-The Great Basin of Southeastern Oregon. Forest Service, U. S. Department of Agriculture. General Technical Report PNW-120, U. S. A. 66 p.
- Des Granges, J. L. y P. R. Grant. 1980. Migrant Hummingbirds Accomodation into Tropical Communities. En: Migrant Birds in the Neotropics: Ecology, Behavior, Distribution and Conservation. (C.A. Keast y E.S. Morton, eds.). Smith. Inst. Press. Washington, D.C. pp. 395-409.

- Flores V., O. Y P. Gerez. 1988. Conservación en México: Síntesis Sobre Vertebrados Terrestres, Vegetación y Uso de Suelo. Instituto Nacional sobre Recursos Bióticos. México. 302 p.
- García E. 1972. Modificación al Sistema de Clasificación Climática de Köeppen. Univ.Nac.Aut.Mex. México, D.F. 246 pp.
- García R., S. 1991. Utilización de Hábitats por la Avifauna y su Relación con la Estructura y el Estado de Sucesión de Cuatro Tipos de Bosque en la Estación Científica Las Joyas (ECLJ), Sierra de Manantlán, Jalisco, México. Tesis de Licenciatura.LNLJ, Universidad de Guadalajara.México.
- Gaviño G., J. C. Juárez, H. H. Figeroa. 1985. Técnicas Selectas de Laboratorio y de Campo. Limusa. México, 250 p.
- Givens, L. S.1962. Use of Fire on Southwestern Wildlife Refuges. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. Proc. 1: 121-126.
- Gómez-Pompa, A. 1985. Recursos Bióticos de México. Anagrama-Limusa. México. 122 p.
- Guzmán M. R. 1985. Reserva de la Biósfera de la Sierra de Manantlán, Jalisco. Estudio Descriptivo. LNLJ, Universidad de Guadalajara.
- Hutto, L. R., S. M. Pletschet and P. Hendricks. 1986a. A Fixed-Radius Point Count Method For Nonbreeding and Breeding Season Use. Departament of Zoology, University of Montana. The Auk, Vol. 103:593-602.
- Hutto, L. R. 1986b. Migratory Landbirds in Western México: A Vsnishing Habitat. Westerns Wildlands, 11:12-26. E.E.U.U.
- Jardel P., E. J, R. Cuevas, C. Leon, C. M. A. Leon, L. G. Mariscal, R. Pineda-López, A. Saldaña, L. R. Sánchez-Velazquez, J. Tellez. 1989a. Conservación y Aprovechamiento de los Recursos Forestales de la Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán. Tiempos de Ciencia (16):18-24, México.

- Jardel P., E. J. 1989b. Conservación de la Diversidad Biológica en el Occidente de México. LNLJ, Universidad de Guadalajara, México.
- Jardel P., E. J. y L. R. Sánchez V. 1989c. La Sucesión Forestal: Fundamento Ecológico de la Silvicultura. Ciencia y Desarrollo, Vol. XIV, Num. 84, pp. 33-43, México.
- Jardel P., E. J. 1990. Estrategia para la conservación de la Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán. LNLJ, Universidad de Guadalajara, México.
- Jardel P., E. J. 1991. Perturbaciones naturales antropogénicas y su influencia en la dinámica sucesional de los bosques de Las Joyas, Sierra de Manantlán, Jalisco. Tiempos de Ciencia (22):9-26. Universidad de Guadalajara, México.
- Johnston, F. R. 1986. Current Ornithology. University of Kansas, Vol. 4. Plenum Press. New York and London.
- Karr, J. R. 1981. Surveying Birds With Mist Nest. Studies in Avian Biology, No 6: 62-67.
- Keyes, E., B. and C. E. Grue. 1982, Capturing Birds with Mist Nets: A Review. North American Bird Bander, Vol. 7, No 1, U. S. A. pp. 2-13.
- Komarek, E. V. 1969. Fire and Animal Behavior. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. Proc. 9: 161-207.
- Komarek, E. V. 1971. Effects of Fire on Wildlife and Range Habitats. Prescribed Burninb Symp. Proc. U. S. For. Serv. Southeastern For. Exp. Stn., pp. 46-52.
- Krebs Ch., J. 1985. Ecología: Estudio de la Distribución y Abundancia. Ed. Harla, México. 753 p.
- Lazcano S., C. 1988. Las Cavernas de Cerro Grande, Estados de Jalisco y Colima. Laboratorio Natural Las Joyas, Universidad de Guadalajara, México. 144 p.
- Leopold, A. S. 1972. Wildlife of México the Game Birds and Mammals. Second Printing University of California Press. 556 pp.

- Lyon, L. J. *et al.*, 1978. Effects of Fire on Fauna. A State-of-Knowledge review. U.S. For. Serv. Gen. Tech. Report WO-6: 22 pp.
- Leopold, S. A. 1985. Fauna Silvestre de México. Editorial Pax-México, México. 600 p.
- Magurrand A. E. 1989. Diversidad Ecológica y su Medición. Vedral, España. 200 pp.
- Marshall, J. T. 1963. Fire and Birds in the Mountains of Southern Arizona. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. Proc. 2:135-241 p.
- Miller, H.A. 1957. Distributional Check-list of Birds of México: Part II. Cooper Ornithological Society, U. S. A.
- Nadkarni, N. M. and J. T. Longino. 1988. Macroinvertebrate Communities of Canopy and Forest Floor Organic Matter in a Neotropical Cloud Forest. Ecol. Bull. 69:244.
- National Geographic Society. 1983. Field Guide to the Birds of North America. Washington. 464p.
- Odum E. P. 1988. Ecología. Interamericana. México. 639p.
- Palomera-García C., Santana C. E., Amparán-Salido R. 1991. Patrones de Distribución de la Avifauna en Tres Estados del Occidente de México (en prensa). LNLJ. Universidad de Guadalajara. México.
- Peck, J. M. 1986. A Review of Wildlife Management. Prentice-Hall. pp. 128-156.
- Peterson, R. T. and E. L. Chalif. 1989. Aves de México: Guía de Campo. Diana. México, D. F. 473p.
- Pineda L., M. del R. 1988. Efecto de las Perturbaciones sobre la Estructura y Dinámica de los Bosques Templados de Las Joyas, Sierra de Manantlán. Tesis de Maestría. Instituto Nacional de Investigación Sobre Recursos Bióticos. México.
- Quintero A. A. L. 1988. Influencia del Material Parental en la Formación del Suelo de la Estación Científica Las Joyas de la Sierra de Manantlán, Jal. Tesis de Licenciatura.

- Rzendowski, J. 1978. Vegetación en México. Ed. Limusa, México. 423 p.
- Saldaña-Acosta A. y Jardel P., E. J. 1988. Regeneración Natural en los Bosques de las Joyas, Sierra de Manantlán. LNLJ, Universidad de Guadalajara. 30 p.
- Sánchez-Velásquez, L. R. 1986. Estudio de la Sucesión Forestal en la Sierra Juárez, Oaxaca, México, Después de un Incendio Forestal Superficial. *Biótica* 11:215-231.
- Sánchez-Velásquez, L. R. 1988. Sucesión Forestal en la Sierra de Manantlán, Jalisco. Tesis de Maestría, Colegio de Postgraduados de la Universidad de Chapingo, México.
- Santana C., E. 1988. Conservación de la Fauna Silvestre y la Explotación Forestal. LNLJ, Universidad de Guadalajara, (reporte interno). México.
- Santana C., E., L. I. Iñiguez D. y S. Navarro P. 1990. Utilización de la Fauna Silvestre por las Comunidades Rurales de la Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán. *Tiempos de Ciencia* No. 18, Universidad de Guadalajara, México. pp. 36-39.
- SARH, SF. (Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, Subsecretaría Forestal). *Cifras 1983*, México. 50 p.
- Spurr, H. S., B. V. Barnes. 1982. *Ecología Forestal*. AGT. Editor, S.A. México, D.F. 690p.
- Thomas, D. W. *et al.* 1979. *Wildlife Habitat in Managed Forests. The Blue Mountains of Oregon and Washington*. Agriculture Handbook. No. 553, U. S. D. A. Forest Service, U. S. A. 512p.
- Tubbs, C. H., R. M. DeGraaf, M. Yamasahi, W. M. Healy. 1987. *Guide to Wildlife Tree Management in New England Northern Hardwoods*. Gen. Tech. Rep. NE-118. Broomall, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station. USA. 30p.

- Wheller, L. M. 1967. A Birds Watchers Guide to México. Ed. Minutiae Mexicana, 96pp.
- Zar, J. H. 1984. Biostatistical Analysis. Prentice-Hall. Department of Biological Sciences, Northern Illinois University. New Jersey, E.E.U.U. 718pp.





**UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA**  
**FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**

Sección .....  
 Expediente .....  
 Número .....

C. SARAHY CONTRERAS MARTINEZ.  
 P R E S E N T E .-

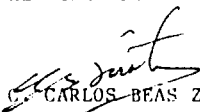
Manifiestamos a usted que con esta fecha ha sido aprobado el tema de Tesis "EFECTO DE LOS INCENDIOS FORESTALES EN LA MODIFICACION-DEL HABITAT DE LA ESTACION CIENTIFICA LAS JOYAS, SIERRA DE MANANTLAN. --- JALISCO- COLIMA, para obtener la Licenciatura en Biología.

Al mismo tiempo le informamos que ha sido aceptado como Director de dicha Tesis al M. en C. Eduardo F. Santana Castellón.

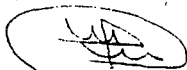


FACULTAD DE  
 CIENCIAS BIOLÓGICAS

A T E N T A M E N T E  
 "PIENSA Y TRABAJA"  
 Guadalajara, Jal., 8 de Marzo de 1991.  
 EL DIRECTOR

M. EN C.  CARLOS BEAS ZARATE

EL SECRETARIO



M. EN C. MARTIN P. TENA MEZA.

c.c.p.- Al M. en C. Eduardo F. Santana Castellón.- Pte.  
 c.c.p.- El expediente del alumno.

CBZ/MTN/vsg'

El presente documento es una copia de un original que se encuentra en el archivo de la Facultad de Ciencias Biológicas



# UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

Laboratorio Natural Las Joyas  
de la Sierra de Manantlán

SECCION \_\_\_\_\_

EXPEDIENTE \_\_\_\_\_

NUMERO \_\_\_\_\_

DR. CARLOS BEAS ZARATE  
DIRECTOR  
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS  
UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA  
PRESENTE.

Por este medio me permito informar a usted que una vez recibida la tesis "EFECTO DE LOS INCENDIOS FORESTALES EN LA MODIFICACION DEL HABITAT DE LA AVIFAUNA DE LA ESTACION CIENTIFICA LAS JOYAS, SIERRA DE MANANTLAN, JALISCO-COLIMA", presentada por la C. Sarahy Contreras Martínez, y habiendo realizado las observaciones pertinentes, considero que se puede imprimir. Por lo cual solicito a usted muy atentamente permita que se realicen los trámites necesarios para el examen respectivo.

Sin otro particular por el momento, aprovecho la ocasión para reiterarle mi distinguida consideración.

A T E N T A M E N T E  
"PIENSA Y TRABAJA"  
"AÑO DEL BICENTENARIO"  
24 de Abril de 1992. El Grullo, Jal.

M. C. EDUARDO SANTANA CASTELLÓN.  
Coordinador de Investigación.

