



Universidad Autónoma de Tlaxcala

Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta
Posgrado en Ciencias Biológicas

Diversidad temporal y espacial de aves rapaces
diurnas en un gradiente altitudinal en el Parque
Nacional La Malinche: influencia de actividades
humanas en su distribución y abundancia

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

P r e s e n t a

Salvador Juan Loranca Bravo

Director

Dr. Ricardo Rodríguez-Estrella

Codirector

Dr. Amando Bautista Ortega

Tlaxcala, Tlax.

Diciembre, 2014

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE TLAXCALA



Universidad Autónoma de Tlaxcala

Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta
Posgrado en Ciencias Biológicas

Diversidad temporal y espacial de aves rapaces
diurnas en un gradiente altitudinal en el Parque
Nacional La Malinche: influencia de actividades
humanas en su distribución y abundancia

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

P r e s e n t a

Salvador Juan Loranca Bravo

Comité Tutorial

Dra. Blanca Estela Hernández Baños
Dr. Martín Alejandro Serrano Meneses
Dr. Arturo Estrada Torres
Dr. Jorge Vázquez Pérez
Dr. Fausto René Beamonte Barrientos

Tlaxcala, Tlax.

Diciembre, 2014



Universidad Autónoma de Tlaxcala
Posgrado del Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta



COORDINACIÓN MAESTRÍA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
CENTRO TLAXCALA DE BIOLOGÍA DE LA CONDUCTA
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE TLAXCALA
P R E S E N T E

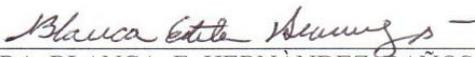
Los abajo firmantes, miembros del jurado evaluador del Proyecto de tesis que **Salvador Juan Loranca Bravo** realiza para la obtención del grado de Maestro en Ciencias Biológicas, expresamos que, habiendo revisado la versión final del documento de tesis, damos la aprobación para que ésta sea impresa y defendida en el examen correspondiente. El título que llevará es **“Diversidad temporal y espacial de rapaces en un gradiente altitudinal en el Parque Nacional La Malinche: influencia de actividades humanas en su distribución y abundancia”**.

Sin otro particular, le enviamos un cordial saludo.

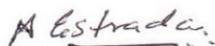
ATENTAMENTE
TLAXCALA, TLAX., ENERO 16 DE 2014


DR. RICARDO RODRÍGUEZ ESTRELLA


DR. AMANDO BAUTISTA ORTEGA


DRA. BLANCA E. HERNÁNDEZ BAÑOS


DR. MARTÍN ALEJANDRO SERRANO MENESES


DR. ARTURO ESTRADA TORRES


DR. FAUSTO RENÉ BEAMONTE BARRIENTOS



Sistema Institucional de Gestión de la Calidad Certificado Bajo la Norma:
ISO 9001:2000-NMX-CC-9001-IMNC-2000



Km. 1.5 Carretera Tlaxcala-Puebla CP 90070 Tel/Fax: 01(246)462-15-57 e-mail: posgradoctbcuat@gmail.com
Tlaxcala, Tlax.

AGRADECIMIENTOS

Al Centro Tlaxcala Biología de la Conducta, **CTBC**

A la Universidad Autónoma de Tlaxcala, **UAT**

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, **CONACyT**, por su apoyo de beca (418762 a SJLB)

A la **Volkswagen** por su Premio Apoyo de Investigación en un Área Natural Protegida Volkswagen “Por Amor al Planeta, Séptima edición” con el proyecto: “**Estación Científica La Malinche: Investigación Integrativa para la Conservación y Educación Ambiental**”

Tesis asociada al proyecto SEP-CONACyT (155956) a RRE.

A mi comité tutorial:

Dr. Ricardo Rodríguez-Estrella
Dr. Amando Bautista Ortega
Dra. Blanca Estela Hernández Baños
Dr. Martín Alejandro Serrano Meneses
Dr. Arturo Estrada Torres

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

Al **Dr. Ricardo Rodríguez-Estrella**, por haber aceptado dirigir este proyecto a distancia con un estudiante al cual no conocía, por el título del mismo, por el apoyo académico brindado, por motivar, guiar e involucrar en general a sus estudiantes en el ámbito de la investigación. A la **Dra. Margarita Martínez** y al **Dr. Amando Bautista**, al apoyarme y tolerarme cuando por necesidad propuse estudiar rapaces diurnas como proyecto de investigación y no aceptar otro grupo de organismos; por contactar a un investigador que no conocían, por la codirección del proyecto, por los apoyos económicos para las salidas, la amistad y esas buenas vivencias en campo. Al **Dr. Arturo Estrada**, por sus excelentes clases de estadística, por motivar y fomentar a su estilo que el estudiante aprenda en las materias que imparte, por sus asesorías en la tesis en momentos de estrés, pero principalmente por su amistad. Al comité tutorial **Dra. Blanca Estela Hernández Baños** y **Dr. Martín Serrano Meneses**, por sus evaluaciones de cada semestre y sus valiosas aportaciones en cada uno de estos. A los técnicos de campo **Cecilia Cuatianquiz** y **Fernando Aguilar** por su buena compañía en campo y por el cansancio compartido a lo largo del gradiente altitudinal de la montaña.

DEDICATORIA

Dedico este trabajo a mi familia, **mi madre** *Olga Marina*, **mi padre** *Juan Antonio*, **esposa** *Daniela* **e hijos** *Chava, Danny y Regi* por haberme brindado ayuda, apoyo moral en momentos difíciles, distracción, tolerancia, al haberse acostumbrado a mis ausencias debido al trabajo de campo, redacción de este trabajo y en momentos de estrés. Así como por involucrarse en mis pasatiempos y “proyectos” personales.

RESUMEN

Las rapaces son un grupo de organismos importantes en el contexto ecológico debido a su posición en las redes tróficas y a su importancia para determinar la estructura y dinámica de los ecosistemas. Están consideradas como buenos indicadores de la calidad del hábitat por ser sensibles a la perturbación y contaminación de origen antropogénico. Pero se ha encontrado que las respuestas de las especies ante los distintos grados de transformación del hábitat varían. México alberga 52 especies de rapaces diurnas, entre residentes y migratorias. Aunque se posee un alto número de especies, solo pocas han sido estudiadas. Para Tlaxcala, hasta el 2011 no existía un solo estudio sobre la ecología de rapaces. En el presente trabajo se determinaron los patrones de distribución y abundancia espacio-temporal de las especies de aves rapaces diurnas en un gradiente altitudinal que presentó dos tipos de ambientes, uno con influencia de actividad humana y uno relativamente natural y conservado en el Parque Nacional La Malinche (PNLM). Para estimar las variaciones se siguieron dos metodologías, observaciones sobre tres transectos y observaciones de una hora sobre puntos fijos, con un total de 45 puntos. Desde el otoño de 2011 hasta el verano de 2013 se registraron 10 especies, aura cabeci-roja *Cathartes aura*, milano de cola-blanca *Elanus leucurus*, aguililla rastrera *Circus cyaneus*, gavilán pecho-rufo menor *Accipiter striatus*, gavilán de Cooper *Accipiter cooperii*, aguililla cola-roja *Buteo jamaicensis*, cernícalo americano *Falco sparverius*, halcón esmerejón *F. columbarius*, halcón peregrino *F. peregrinus* y el verdugo americano *Lanius ludovicianus*, haciendo uso de los distintos tipos de ambientes presentes en el PNLM, en 654 avistamientos. A nivel estado, Tlaxcala, reportamos tres nuevos registros, dos de rapaces *F. columbarius*, *F. peregrinus*, y un córvido *Corvus corax*. Para la zona, las especies con estatus de residentes fueron *E. leucurus*, *A. striatus*, *A. cooperii*, *B. jamaicensis*, *F. sparverius*, *F. peregrinus* y *L. ludovicianus*; y las migratorias *C. aura*, *C. cyaneus*, y *F. columbarius*. La tendencia de los datos muestra 1. que la zona sirve como sitio de paso o hibernación para las especies en la temporada de migración; 2. que las rapaces diurnas se benefician principalmente de las zonas modificadas, cultivos, en la temporada migratoria; y 3. las especies residentes, como el aguililla cola-roja, se encuentran principalmente en las zonas naturales.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. ANTECEDENTES.....	2
2.1 Diferencias de uso en el gradiente.....	4
2.2 Rapaces diurnas en México.....	5
3. JUSTIFICACIÓN.....	8
4. OBJETIVOS.....	9
5. HIPÓTESIS.....	10
6. METODOLOGÍA	11
6.1 Área de estudio.....	11
6.2 Recorridos sobre transectos.....	13
6.3 Observaciones en puntos fijos.....	15
7. RESULTADOS GENERALES.....	19
7.1 Recorrido de transectos.....	21
7.2 Observaciones sobre puntos fijos.....	40
7.3 Similitud de especies entre comunidades.....	59
7.4 Biomasa por gremio alimenticio.....	61
8. DISCUSIÓN.....	65
8.1 Recomendaciones para la conservación de las especies.....	72
9. CONCLUSIONES.....	74
10. REFERENCIAS.....	75

INTRODUCCIÓN

La fragmentación y pérdida de hábitat son dos de las principales amenazas a la biodiversidad que han provocado el decremento de poblaciones e inclusive extinciones locales (Turner 1996; Fahrig 1999, 2003). En las aves, los patrones de abundancia, distribución y selección de su hábitat están en función de sus requerimientos para su sobrevivencia y éxito reproductivo (Cody 1985; Maurer 1994). El que las aves sean selectivas de su hábitat permite la elaboración de modelos estadísticos utilizando como predictores de su distribución y abundancia a las variables ambientales, lo que a su vez permite dentro de una región geográfica determinada la predicción de los hábitats adecuados para cada especie (Rodríguez-Estrella 2007). Por otro lado, la distribución y abundancia de las especies puede variar por cambios en el hábitat resultantes de las actividades antropogénicas (Willson *et al.* 1994; McIntyre 1995; Vitousek *et al.* 1997; Rodríguez-Estrella 2007). Los efectos de estos cambios en los ecosistemas han sido evaluados satisfactoriamente mediante la utilización de las aves debido a que son fáciles de observar y a que algunas de sus poblaciones han disminuido o aumentado como resultado de las modificaciones antropogénicas de su ambiente natural (Stauffer & Best 1980; Rolstad 1991; Kattan *et al.* 1994; Warner 1994; Best *et al.* 1990; Blair 1996; Bolger *et al.* 1997; Rodríguez-Estrella *et al.* 1998; Rodríguez-Estrella 2007). Los efectos de la fragmentación del hábitat sobre la distribución y abundancia en las aves se han realizado con frecuencia en el grupo de paseriformes, encontrando efectos negativos sobre su riqueza y abundancia de las especies (Hobson & Bayne 2000; Santos *et al.* 2002). En el caso de las aves rapaces estos efectos son contrastantes. Con el presente trabajo se plantea evaluar los cambios estacionales que se presentan en la riqueza, abundancia y diversidad de rapaces diurnas en una zona de ecosistema templado, que además ha sido pobremente estudiada y que contiene áreas naturales y áreas con modificaciones humanas. Con esta información podremos evaluar además las respuestas estacionales de las aves rapaces diurnas ante los ambientes modificados.

ANTECEDENTES

El término depredadores tope, que incluye a las aves rapaces, se refiere a grandes vertebrados que regularmente consumen a otros vertebrados, y han sido empleados en conservación como especies clave, especies sombrilla, especies centinelas, especies bandera y especies indicadoras (Sergio *et al.* 2008). Las evidencias que sugieren que los depredadores tope promueven la riqueza de especies son: a) que son especies facilitadoras de recursos, esenciales para otras especies pero que en cierto modo no están disponibles; b) son especies estructurantes de cascadas tróficas, cuya serie de interacciones tróficas tiene resultados variantes; c) dependencia de la productividad del ecosistema, al identificar sitios que requieren protección y vincular a los depredadores con valores de biodiversidad (correlación entre sus densidades y estimaciones de productividad ecosistémica; Rodríguez-Estrella 1998); d) especies que tienen sensibilidad ante disfunciones, debido a su posición en la cima de la cadena alimenticia, a su baja densidad, baja fecundidad, extensos periodos de dependencia juvenil lo que los hace vulnerables a alteraciones de origen humano (Bird *et al.* 1996; Rodríguez-Estrella 1998); e) son un grupo que selecciona sitios heterogéneos y f) por actuar como enlaces entre múltiples componentes del ecosistema (Sergio *et al.* 2008). Debido a la posición de las rapaces en las redes tróficas y a su importancia para determinar la estructura y dinámica de los ecosistemas, es importante medir los efectos de las actividades humanas sobre este grupo de especies, con el fin de entender la forma en que se modificará la funcionalidad en los ecosistemas (Rodríguez-Estrella & Bojórquez 2004). Las rapaces están consideradas como buenos indicadores de la calidad del hábitat porque son sensibles a la perturbación y contaminación antropogénica del ambiente (Newton 1979; Taylor 1984; Rodríguez-Estrella *et al.* 1998). Pero las respuestas de las rapaces a distintos grados de transformaciones de hábitats originales por parte de los humanos son variables (Filloy & Bellocq 2007). Por un lado, la perturbación de su ambiente resulta en una disminución de las poblaciones de un número de especies indicando un deterioro en la calidad del hábitat y disfuncionalidad del ecosistema; al ser depredadores tope cualquier alteración en la dinámica de sus poblaciones reflejaría el estado del ecosistema que ellas habitan (Newton 1979; Greene 1988; Olendorff *et al.* 1989; Burnham *et al.* 1990; Terborgh 1992; Rodríguez-Estrella *et al.*, 1998). Por ello, se ha

recomendado que las rapaces debieran ser incluidas dentro de cualquier programa de manejo y conservación pero principalmente de los ecosistemas bajo riesgo de altas perturbaciones y cambios (Olendorff *et al.* 1989; Burnham *et al.* 1990; Rodríguez-Estrella *et al.* 1998). Sin embargo, por otro lado, las actividades humanas pueden beneficiar a las poblaciones de algunas especies de rapaces porque les favorecen en algunos aspectos, al facilitar la captura de presas en sitios abiertos, al proveerlas de nuevas fuentes de alimentación, o al aprovechar nuevas estructuras para su anidación (Vannini 1989; Donázar *et al.* 1993; Bird *et al.* 1996; Rodríguez Estrella *et al.* 1998). Aunque existe controversia en cuanto a qué especies son más beneficiadas o afectadas, se ha observado, que las especies que habitan regiones tropicales son más sensibles ante los cambios en el ambiente (Thiollay 1996; Zurita & Bellocq 2007), pudiendo funcionar mejor como especies indicadoras de la calidad del hábitat; en tanto las especies de regiones templadas y de desierto lo son menos (Rodríguez-Estrella *et al.* 1998), tal vez debido a que las especies de rapaces de las regiones templadas son más generalistas y se adaptan a los cambios en el ambiente (Rodríguez Estrella *et al.* 1998; Filloy & Bellocq 2007; Tinajero & Rodríguez-Estrella 2012), mientras que en regiones tropicales son especies especialistas que muestran un mayor grado de dependencia hacia el ambiente natural (Thiollay 1996; Zurita & Bellocq 2007). Se espera las especies especialistas se beneficien de ambientes relativamente homogéneos, menos fragmentados y con menor grado de disturbio; en otras palabras, son especies altamente sensibles a la pérdida de hábitat o perturbación. Mientras las especies generalistas pudieran beneficiarse de ambientes heterogéneos o usar varios tipos de hábitats, viéndose menos afectados por los cambios ocurridos en el ambiente (Owens & Bennett 2000; Kassen 2002; Krauss *et al.* 2003, Devictor *et al.* 2007; 2008). Se asume que una especie está especializada a cierto tipo de ambiente si su densidad relativa es más grande que en otros tipos de ambientes, al ocurrir en ambientes naturales mejor conservados o al mostrar una mayor dependencia hacia un tipo de ambiente natural. Por el contrario, una especie cuya densidad relativa varía poco entre los distintos ambientes, puede ser considerada como generalista (Devictor *et al.* 2007; 2008; Zurita & Bellocq 2007).

La vulnerabilidad de las especies está determinada por su ecología (Owens & Bennett 2000). Por ejemplo, la dieta, las estrategias migratorias o la masa corporal han resultado ser

buenos predictores de la vulnerabilidad de las especies ante los disturbios humanos (Blumstein *et al.* 2005). Debido a lo anterior, es importante conducir estudios con diferentes especies bajo distintas condiciones del hábitat y alteraciones con el fin de evaluar el gradiente de respuestas de los máximos depredadores ante las actividades humanas (Rodríguez-Estrella & Peláez 2003), ya que estas alteraciones son las principales fuerzas que dirigen actualmente los cambios de distribución y abundancia de las especies de aves terrestres (Rodríguez-Estrella 2007). Se ha encontrado que una vez que las especies rebasan el umbral de tolerancia ante los cambios y pérdida del hábitat, las poblaciones disminuyen y pueden extinguirse localmente (Campion 2004).

Diferencias de uso en el gradiente

La mayoría de los vertebrados tropicales muestran variaciones temporales y espaciales de abundancia. La identificación de los factores que promueven estos patrones es crucial para entender la manera en que están organizadas las comunidades (Loiselle & Blake 1991).

Se sabe que las abundancias de las aves rapaces se encuentran determinadas por la oferta de recursos del ambiente (Preston & Beane 1996; Herremans & Herremans-Tonnoeyr 2000). Filloy & Bellocq (2007) en un gradiente formado por ambientes agrícolas y ganaderos, encontraron que las especies responden a diferentes componentes del paisaje, observando asociaciones positivas entre las especies y las variables que conforman a los distintos paisajes. También denotaron que el uso de la tierra determina los patrones de uso por las rapaces, donde el uso agrícola tiene un impacto negativo mayor que el de uso ganadero, es decir, aparentemente la ganadería favorecería una mejor oferta de recursos. Tinajero & Rodríguez-Estrella (2012) en un gradiente conformado por zonas naturales y modificadas (cultivos) en el matorral desértico de Baja California Sur, no encontraron un aparente efecto negativo en la abundancia de dos especies de rapaces, que difieren en tamaño, dieta y con distintos requerimientos de hábitats, con relación a la fragmentación, la cual por otro lado no es muy extensa en el paisaje desértico. Rodríguez-Estrella & Peláez (2003) en un gradiente conformado por áreas urbanas, de cultivo y hábitats naturales en Baja California Sur,

encontraron un aparente efecto negativo en la presencia y abundancia de una especie de búho con relación a los ambientes modificados, siendo más abundante en los ambientes naturales; dentro de los modificados, prefirieron zonas rurales evitando las áreas urbanas. Entonces, las diferencias de uso en el gradiente o diferencias en el uso de hábitats, puede interpretarse como la respuesta de las especies ante múltiples factores con la finalidad de persistir y reproducirse. Es decir, dentro de un gradiente de cambios, los sitios donde existan los recursos necesario para satisfacer estas necesidades son los que se usaran más, defenderán más y en donde a las especies les irá mejor.

Rapaces diurnas en México

México, según el enfoque taxonómico, alberga aproximadamente 52 especies de rapaces diurnas (AOU 2013; Sibley & Monroe 1990; Rojas-Soto & Navarro 2006); organizándose en dos órdenes, Accipitriformes y Falconiformes (39 y 13 especies respectivamente) y en cuatro familias Cathartidae, Pandionidae, Accipitridae y Falconidae (AOU 2013).

En México existen pocos estudios orientados a la selección del hábitat de rapaces (Rodríguez-Estrella & Rivera-Rodríguez 2006), a pesar de que éstos son importantes para determinar hábitats cruciales para las aves y relevantes en el diseño de planes de gestión, formas y tamaños de áreas protegidas (Church *et al.* 1996). Aunque México posee un alto número de especies de aves rapaces en general, solo pocas han sido estudiadas. La mayoría de los estudios son de corta duración (menores a un año). De las especies aún no estudiadas, varias de ellas se encuentran incluidas en la lista de especies con categoría de riesgo (NOM-ECOL-059-2010). Hasta el 2011 no hay registrado o publicado un solo estudio de rapaces para el estado de Tlaxcala (Rodríguez-Estrella & Rivera-Rodríguez 2006, Rodríguez-Estrella *com. pers.*).

De una extrapolación de los mapas de distribución presentados por Howell y Webb (1995), para la zona del Parque Nacional La Malinche (PNLM), se esperaría encontrar 13 especies de rapaces diurnas de tres familias, siendo cinco residentes reproductores, tres

migrantes transitorios y cinco visitantes de invierno (Cuadro 1).

Cuadro 1. Especies de rapaces diurnas esperadas para el PNLM (según Howell & Webb 1995).

Orden	Familia	Género	Especie	Estatus distribución
Ciconiiformes	Cathartidae	<i>Cathartes</i>	<i>aura</i>	r
Accipitriformes	Pandionidae	<i>Pandion</i>	<i>haliaetus</i>	t
		<i>Circus</i>	<i>cyaneus</i>	i
	Accipitridae	<i>Accipiter</i>	<i>striatus</i>	r
		<i>Accipiter</i>	<i>cooperi</i>	i
		<i>Buteo</i>	<i>lineatus</i>	I
		<i>Buteo</i>	<i>swainsoni</i>	t
		<i>Buteo</i>	<i>albonotatus</i>	t
<i>Buteo</i>	<i>jamaicensis</i>	r		
Falconiformes	Falconidae	<i>Caracara</i>	<i>cheriway</i>	r
		<i>Falco</i>	<i>sparverius</i>	i
		<i>Falco</i>	<i>columbarius</i>	i
		<i>Falco</i>	<i>peregrinus</i>	r
Passeriformes	Lanidae	<i>Lanius</i>	<i>ludovicianus</i>	r

r= Residente reproductor, i= Visitante de invierno y t= Migrante transeúnte.

Si se sigue la propuesta de Howell & Webb (1995) para el sitio hasta el 2011, solo se han registrado cinco especies (38.4% de las especies esperadas), detectando únicamente a dos especies residentes y tres residentes de invierno (Hommer 2002; Windfield 2001, 2005; Cuadro 2).

Cuadro 2. Especies de rapaces registradas en el PNLM hasta el 2011.

Orden	Familia	Genero	Especie	Estatus Distribución
Ciconiiformes	Cathartidae	<i>Cathartes</i>	<i>aura</i>	r
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Circus</i>	<i>cyaneus</i>	i
		<i>Accipiter</i>	<i>cooperii</i>	i
		<i>Buteo</i>	<i>jamaicensis</i>	r
Falconiformes	Falconidae	<i>Falco</i>	<i>sparverius</i>	i
Passeriformes	Lanidae	<i>Lanius</i>	<i>ludovicianus</i>	r

r= Residente reproductor e i= Visitante de invierno.

Se tomó en cuenta en las observaciones al verdugo americano *Lanius ludovicianus*, que es un Paseriforme miembro de la familia Lanidae. Esto se debió a que se le ha considerado por

su morfología y conducta de forrajeo como una rapaz de tamaño menor (Grant *et al.* 1991) y por presentar en los últimos años una disminución en sus poblaciones (Scott & Morrison 1990; Cuadro 1).

El presente estudio plantea realizar un análisis estacional y anual de la presencia y abundancia de la comunidad de aves rapaces diurnas en ambientes naturales y modificados en el Parque Nacional La Malinche, el área natural protegida más importante de los estados de Tlaxcala y Puebla. No hay un solo estudio sistemático de este grupo de organismos que son importantes componentes de la biodiversidad de este ecosistema e indicadoras de su funcionalidad (Rodríguez-Estrella *et al.* 1998; Rodríguez-Estrella 2006).

JUSTIFICACIÓN

A pesar que desde 1938 se decretó a la Malinche como Área Natural Protegida (ANP), con la categoría de Parque Nacional, se desconoce su grado de conservación y si la situación de las especies existentes reflejan el estado de salud del sistema. Debido a que muchas rapaces son consideradas especies clave y relevantes ecológicas, al actuar como especies indicadoras de la calidad del hábitat (principalmente por encontrarse en la cúspide o segundo orden de las redes tróficas) y por tener relativamente amplios territorios y ser generalmente selectivos en el hábitat (Rodríguez-Estrella *et al.* 1998, Rodríguez-Estrella & Bojórquez-Tapia 2004), pueden servir bien como indicadores de la funcionalidad de los ecosistemas (Sergio *et al.* 2008). Asimismo, pueden funcionar como especies sombrilla para la conservación de áreas o regiones. Se ha propuesto llevar a cabo estudios sobre la respuesta a los cambios en el ambiente debidos a la actividad humana para evaluar el impacto en el hábitat, porque algunas rapaces pueden verse severamente impactadas por las actividades humanas, mientras otras encontrarse beneficiadas por las mismas (Rodríguez-Estrella *et al.* 1998).

El conocimiento de las rapaces diurnas en el PNLM es muy pobre. Hasta el 2011, se habían registrado de manera indirecta en monitoreos generales o dirigidos a otros tipos de organismos. No se había realizado hasta este estudio alguno otro con carácter sistematizado.

Entonces, el PNLM parece ser un sitio donde se podría utilizar la aproximación de conservación utilizando la información de la diversidad y abundancia de rapaces diurnas como depredadores tope dado que no se cuenta con información sobre la avifauna ni existe información suficiente de otras especies para determinar áreas críticas para la conservación de los ecosistemas.

Se considera importante el continuar con estimaciones de la presencia y abundancia de las aves rapaces en diferentes tipos de ambientes y con distinto grado de perturbación, ya que aportan información sobre sus tendencias poblacionales y permite realizar comparaciones de estos parámetros entre diferentes tipos de ambientes o regiones.

OBJETIVOS

GENERAL

Determinar los patrones de distribución y abundancia espacio-temporal de las especies de aves rapaces diurnas en un gradiente altitudinal que presenta dos tipos de ambientes, uno con influencia de actividad humana (áreas urbanas y de cultivo) y uno relativamente natural y conservado (bosque de pino-encino, pino-encino-oyamel y páramo de montaña) en el Parque Nacional La Malinche.

ESPECÍFICOS

- Caracterizar la riqueza, abundancia y diversidad de las especies de rapaces diurnas por tipo de hábitat o ambiente presente a lo largo del gradiente altitudinal en el Parque Nacional La Malinche.
- Estimar la abundancia relativa de las rapaces diurnas a nivel comunidad, y por especie en dos tipos de ambientes: áreas modificadas y naturales; y estación del año.
- Estimar la densidad de rapaces diurnas a nivel comunidad, y por especie en dos tipos de ambientes; y estación del año.

HIPÓTESIS

Debido a que las rapaces diurnas son sensibles a la perturbación de origen antropogénico, a que responden de diferentes maneras ante los distintos grados de modificación del hábitat, y a que este gradiente de respuestas se ve influido por el tipo de región en el que las aves habitan y a su grado de especialización al hábitat, entonces, en el Parque Nacional La Malinche se esperaría que un grupo de especies de rapaces fuera afectado por las actividades humanas en tanto otro fuera beneficiado, , esperando encontrar sobre todo rapaces con características generalistas asociadas a los ambientes modificados por el humano.

METODOLOGÍA

Área de estudio

El Parque Nacional La Malinche (PNLM) se localiza entre los estados de Tlaxcala y Puebla, (sur-oriente de Tlaxcala y centro-poniente de Puebla; 19° 08' y 19° 20' N y 98° 08' y 97° 55' O; INEGI 2011; Fig. 1), correspondiente a la zona centro-oriente de México. Este parque es un área natural protegida, con la categoría de Parque Nacional (SEMARNAP 1996), que fue decretado como tal en el año 1938 mediante la publicación del Decreto en el Diario Oficial de la Federación. Contiene una vegetación forestal boscosa y cuenta con una superficie de 46,093 ha, con altitudes oscilando entre 2200 a 4461 msnm, representando alrededor del 37% de zonas boscosas del estado de Tlaxcala (CONACYT 2003). Los climas en la montaña son: a) en la parte meridional (2000 a 3000 msnm), donde se presentan los climas templado semiárido con lluvias en verano, templado subhúmedo con lluvias en verano, y templado subhúmedo y semifrío, donde se presentan precipitaciones medias anuales entre 700 mm y 900 mm y temperaturas medias anuales entre 11 °C y 15 °C, dependiendo de la altitud. b) en las faldas superiores de la montaña (3000 a 3500 msnm), predomina un clima semifrío subhúmedo con lluvias en verano, de precipitación media anual entre 800 y 1000 mm, y temperatura media anual entre 6 y 8 °C, y c) un clima frío presente en la cima (3500 a 4461 msnm), de precipitación media anual entre 1000 y 1200 mm, y temperatura media anual entre 4 y 6 °C (García 1988).

La vegetación que contiene el área del parque es agricultura de temporal en las partes bajas, y bosque de pino (2500 a 4200 msnm; *Pinus leiophylla*, *P. pseudostrobus*, *P. teocote*, *P. montezumae* y *P. hartwegii*), oyamel, principalmente en barrancas (2800 a 3500 msnm, *Abies religiosa*), encino (2200 a 2800 msnm; *Quercus laurina*, *Q. crassifolia*, *Q. rugosa* y *Q. laurina*) y distintas asociaciones de estos tipos. Contiene también pastizal natural (2600 a 3800 msnm; *Festuca tolucensis*, *Muhlenbergia macroura* y *Stipa ichu*), chaparral, formado por encinos bajos y especies arbustivas como consecuencia de tala e incendios (*Q. laurina*, *Ceanothus coeruleus*, *Arctostaphylos discolor* y *Baccharis conferta*), y páramo de altura, con presencia de especies resistentes a la insolación, viento, una alta tasa de evaporación y

temperaturas extremas (4000 a 4300 msnm; *Juniperus monticola*, *F. toluensis*, *Calamagrostis toluensis*, *Enneapogon sp.* entre otras), así como especies de musgos y líquenes (López-Domínguez & Acosta 2005). El principal problema al que se enfrenta el parque PNML es la disminución del área forestal debido a actividades antropogénicas ilegales, incendios forestales provocados, así como experimentar la presión que ejercen las poblaciones humanas asentadas dentro del área con una alta densidad demográfica (Espejel 1996; Fig. 1).

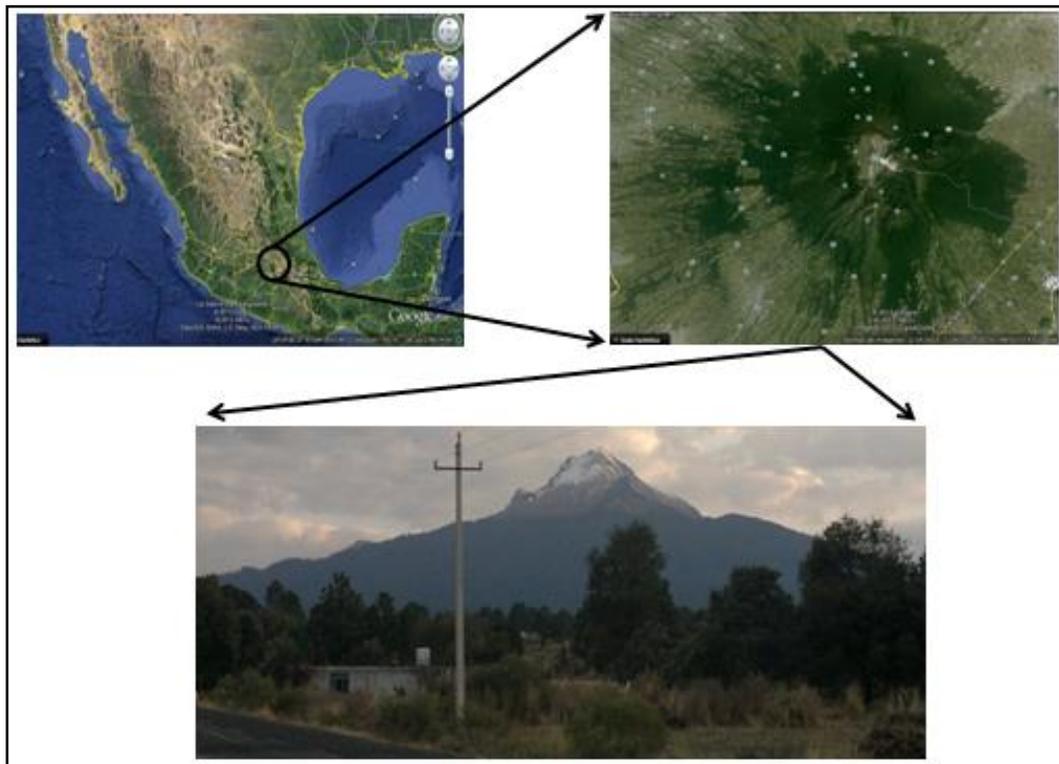


Figura 1. Localización de área de estudio, Parque Nacional La Malinche.

Monitoreos

Para estimar las variaciones espacio-temporales de diversidad y abundancia en las especies de rapaces diurnas, se llevaron a cabo observaciones sobre tres transectos y observaciones de una hora en 45 puntos fijos. El registro de datos se llevó a cabo en dos distintos horarios, por la mañana (de 8:00 a 12:00 h.) y por la tarde (de 15:00 a 19:00 h.); se consideraron los horarios de verano e invierno en el diseño.

a. Monitoreos sobre transectos: este método de muestreo resulta funcional para esquematizar la distribución de las aves, calcular abundancias relativas, estimar densidades, y en estudios de uso del hábitat (Fuller & Mosher 1987). Es un medio práctico para evaluar de manera rápida regiones extensas y pobremente conocidas (Sánchez-Zapata et al. 2003, Carrete et al. 2005). Una ventaja que brinda este método es la posibilidad de cubrir o recorrer más terreno en un tiempo fijo (Bibby & Burgess 1992). La finalidad de obtener estos parámetros es la de poder realizar múltiples comparaciones a nivel comunidad y por especie entre zonas o regiones, temporadas y años. En este trabajo, se llevaron a cabo recorridos quincenales sobre tres diferentes caminos o accesos de la montaña (transecto uno: 15.5 km; transecto dos: 18.8 km; y transecto tres: 22.9 km de longitud), con dirección a la cima; los transectos se trazaron para contener los diferentes tipos de ambientes que ocurren en el gradiente altitudinal del parque. La mayor parte de los recorridos se realizaron en vehículo a una velocidad promedio de 25 km/h; donde el acceso fue limitado, el recorrido se realizó caminando. Además, para disminuir algún tipo de sesgo, se alternó el punto de origen y el sentido de los recorridos (de abajo hacia arriba y viceversa) así como al alternar el horario de observación (mañana y tarde; Fig.2).

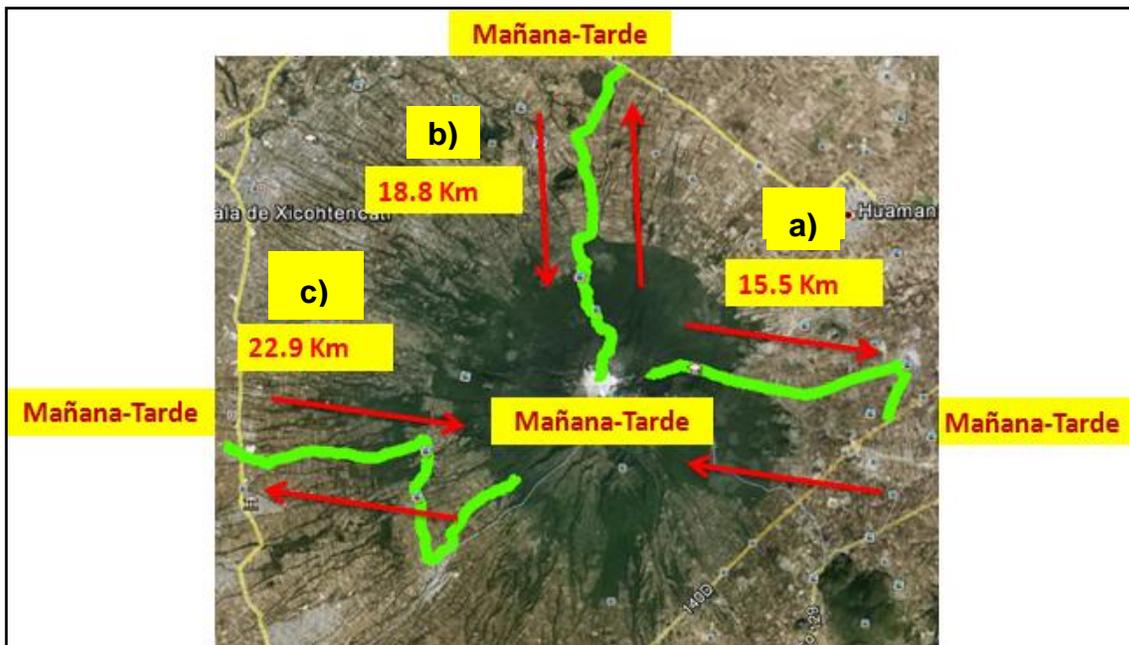


Figura 2. Representación satelital de la localización y longitud de los tres diferentes transectos donde se realizaron los monitoreos; a) transecto uno, situado cerca de la población de Ixtenco, con 15.5 km de longitud, b) transecto dos, situado en la cercanía de la población de San Jose Teacalco, con 18.8 km, c) transecto tres, situado en la cercanía de la población de San Marcos Contla y San Isidro Buen Suceso, con 22.9 km.

Los datos registrados en cada transecto fueron:

1. Datos generales: fecha, horario de observación (mañana o tarde; hora de inicio y término del recorrido), condiciones del tiempo, punto de origen y dirección del recorrido.
2. En caso de un avistamiento o contacto: hora del avistamiento, especie y número de individuos, distancia perpendicular del punto sobre el transecto (observador) al ave y lado del transecto (derecha e izquierda), coordenada GPS del avistamiento (punto sobre el transecto), tipo de vegetación en el cual se encontró al ave, actividad, tipo de percha, altura de la percha, altura del posadero, interacción y altitud (metros sobre el nivel del mar; msnm).

Para estimar abundancias relativas, se consideró el número de aves registradas por la longitud del transecto (aves/ 15.5, 18.8 y 22.9kms), valor que posteriormente se transformó a número de aves por 100 km. Para estimar densidades, se consideró el número de aves

registradas por el área, resultado de la multiplicación del ancho de banda por la longitud del transecto (aves/metros cuadrados, m²), valor que se expresó en número de aves por km².

b. Conteos en puntos: este método es similar en concepto y teoría al de transectos, aunque presenta algunas ventajas sobre el otro, tales como la facilidad de situar los puntos de manera aleatoria y ubicarlos en ambientes de interés, el poder usarse en hábitats con cobertura densa para la detección e identificación de especies difíciles de observar. Consiste en registrar cada contacto de un ave desde una posición fija por un tiempo específico, y tiene como resultado poder realizar el cálculo de densidades y abundancias relativas (Fuller & Mosher 1987; Bibby & Burgess 1992).

Se llevaron a cabo observaciones bimestrales de una hora de duración por cada punto fijo para un total de 45. Cada bimestre se realizó el monitoreo de 25 puntos distintos. Se georreferenciaron dos puntos fijos por cada tipo de ambiente sobre el gradiente altitudinal, debiendo estar separados por una distancia mínima de dos kilómetros entre puntos más cercanos. Las categorías ambientales en las que se ubicaron los puntos son: ambientes modificados, áreas urbanas (n=12) y de cultivos (n=12); y ambientes naturales, asociaciones boscosas de pino-encino (n=12), pino-encino-oyamel (n=7) y páramo de altura (n=2) (Figs. 3, 4; cuadro 3). En el caso de los ambientes pino-encino-oyamel y páramo de altura, el número de puntos situados en estos ambientes fue menor debido a que no había posibilidad de ubicarlos con una distancia mínima de 2 kms entre puntos, debido a la forma cónica de la montaña y a lo inaccesible de la misma (por la presencia de barrancas).

Solo se registraron aquellas aves en las que se tuvo la certeza de que estaban haciendo uso del mismo tipo hábitat en el que se realizaba el monitoreo, es decir, aves cazando, buscando presas, perchadas o levantando el vuelo. De igual manera que en el método de recorrido de transectos, se alternó el sentido y horario de los monitoreos.



Figura 3. Representación de los 45 puntos fijos de observación situados en diferentes tipos de ambientes sobre el gradiente altitudinal del Parque Nacional La Malinche. Urb= urbano (n=12), Cul= cultivo (n=12), Pin-Enc= asociación boscosa de pino-encino (n=12), Pin-Enc-Abi= asociación boscosa de pino-encino-oyamel (n=7) y Par= páramo de altura (n=2).

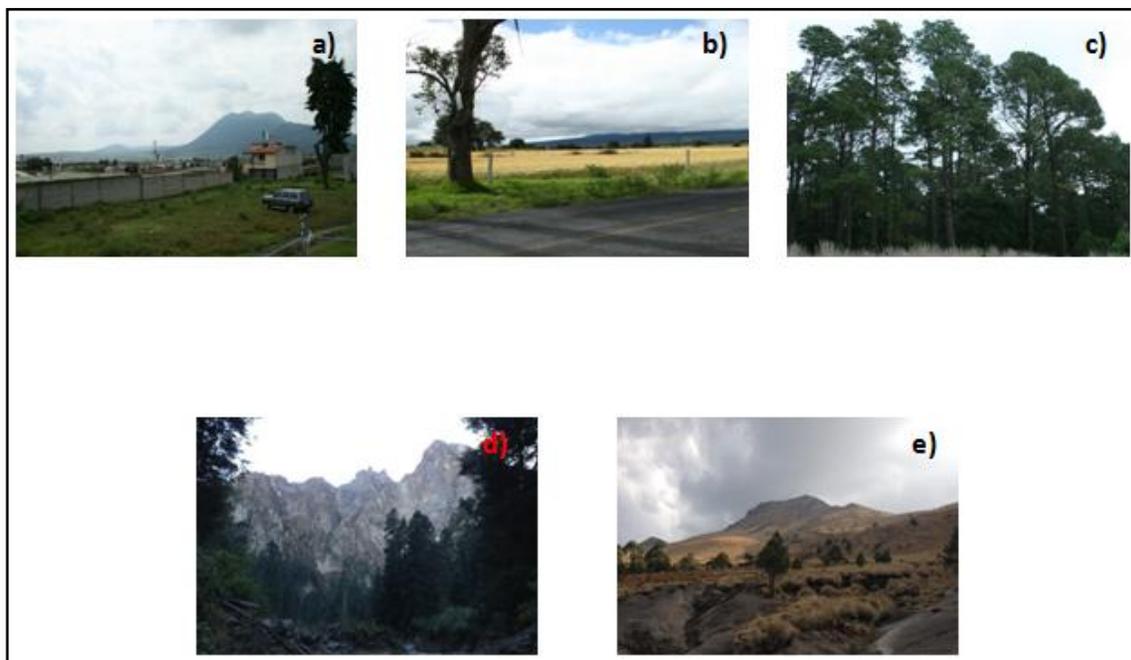


Figura 4. Caracterización de los diferentes tipos de ambientes en los cuales se situaron los puntos fijos de observación. Ambientes modificados: a) áreas de urbanas y b) áreas de cultivos; ambientes

naturales: c) asociación boscosa de pino-encino, d) asociación boscosa de pino-encino-oyamel y e) páramo de altura.

Cuadro 3. Tipo de ambiente y altitud (metros sobre el nivel del mar, m.s.n.m.; m.) donde se localizaron los 45 puntos fijos de observación. En negritas, puntos fijos en los que se repitieron las observaciones cada bimestre debido al no poder ubicar más puntos en una categoría ambiental o por el incumplimiento de la distancia mínima de 2 kms.

Ronda 1					
Puntos	Altitud	Puntos	Altitud	Puntos	Altitud
Urbano	2531m	Cultivo	2609m	Urbano	2305m
Urbano	2569m	Urbano	2614m	Cultivo	2360m
Cultivo	2621m	Urbano	2654m	Cultivo	2460m
Cultivo	2724m	Cultivo	2783m	Pin-Enc	2572m
Pin-Enc	2997m	Pin-Enc	3012m	Urbano	2649m
Pin-Enc	3043m	Pin-Enc	3343m	Pin-Enc	2741m
Pin-Enc-Oya	3148m	Pin-Enc-Oya	3544m	Pin-Enc-Oya	2953m
Pin-Enc-Oya	3599m	Páramo	4060m	Pin-Enc-Oya	3042m
		Páramo	4157m		
Ronda 2					
Puntos	Altitud	Puntos	Altitud	Puntos	Altitud
Cultivo	2585m	Cultivo	2516m	Cultivo	2308m
Urbano	2614m	Cultivo	2534m	Urbano	2341m
Urbano	2635m	Urbano	2565m	Urbano	2652m
Cultivo	2744m	Urbano	2581m	Pin-Enc	2784m
Pin-Enc	2902m	Pin-Enc	3007m	Cultivo	2792m
Pin-Enc	3100m	Pin-Enc	3192m	Pin-Enc	2946m
Pin-Enc-Oya	3463m	Pin-Enc-Oya	3544m	Pin-Enc-Oya	2953m
Pin-Enc-Oya	3754m	Páramo	4060m	Pin-Enc-Oya	3042m
		Páramo	4157m		

Pin-Enc= asociación boscosa de pino-encino; Pin-Enc-Oya= asociación boscosa de pino-encino-oyamel.

En cada conteo se registró:

1. Datos generales: fecha, tipo de hábitat, horario y periodo de observación (mañana o tarde), condiciones del tiempo, coordenada (GPS) del punto y altitud.
2. En caso de un avistamiento o contacto: hora del avistamiento, especie y número de individuos, distancia del ave al punto, actividad, tipo de percha, altura de la percha, altura del posadero e interacción.

Para estimar la densidad, se consideró el número de aves registradas por el área de observación de un círculo sobre el punto fijo; en cada tipo de ambiente se promedió la distancia del avistamiento (radio del círculo), posteriormente se calculó el área con la fórmula de un círculo, $A = \pi * r^2$.

En ambas metodologías para calcular la diversidad de especies se utilizó al método de equidad de Shannon-Wiener ($H' = -\sum p_i * \ln p_i$). Para hacer las comparaciones se hicieron pruebas de t-student para H' s (Hutcheson 1970; citado en Zar 1996). Para detectar las diferencias entre tratamientos en los parámetros de riqueza de especies, abundancia relativa, diversidad de especies y densidades se realizaron pruebas de análisis de varianza para medidas repetidas (ANOVA de muestras repetidas) (Zar 2010), siguiendo la prueba post hoc de Tukey.

Para estimar el grado de similitud de especies entre comunidades se utilizó el coeficiente cualitativo de Jaccard ($I_j = c / a + b - c$). Se realizó un ejercicio con el cálculo de la biomasa de las especies y se catalogó a estas por gremio alimenticio, multiplicando los pesos corporales de las especies por su frecuencia; las especies fueron catalogadas por el grupos de organismos que consumen con mayor frecuencia (Ferguson-Lees & Christie 2001; Clark & Wheeler 2001). Este ejercicio se realizó para conocer de manera general el tipo de recursos que ofrecen los ambientes modificados y naturales, las cantidades en que los proporcionarían, y el conocer que tanta biomasa puede soportar el ambiente.

Se utilizaron los programas estadísticos PAST (Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2001) y SPSS Statistics 17.0.

RESULTADOS GENERALES

En ambas metodologías desde otoño de 2011 hasta el verano de 2013 se registraron 10 especies de rapaces diurnas haciendo uso de los distintos tipos de ambientes presentes en el PNLN, en 654 avistamientos (cuadro 4; fig 5). Las especies fueron: aura cabeci-roja *Cathartes aura*, milano de cola-blanca *Elanus leucurus*, aguililla rastrea *Circus cyaneus*, gavilán pecho-rufo menor *Accipiter striatus*, gavilán de Cooper *Accipiter cooperii*, aguililla cola-roja *Buteo jamaicensis*, cernícalo americano *Falco sparverius*, halcón esmerejón *F. columbarius*, halcón peregrino *F. peregrinus* y el verdugo americano *Lanius ludovicianus*. La Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), en la norma oficial NOM-059-SEMARNAT-2010, reporta a *A. striatus*, *A. cooperii* y *F. peregrinus* como especies bajo una categoría de riesgo (Pr, sujetas a protección especial; SEMARNAT 2010; cuadro 4). A nivel de Parque Nacional, comparativamente al listado de Windfield (1995), se registraron cuatro nuevas especies de rapaces diurnas, *E. leucurus*, *A. striatus*, *F. columbarius* y *F. peregrinus*, así como al cuervo común *Corvus corax*. A nivel estado, Tlaxcala, se reportan tres nuevos registros de especies, *F. columbarius*, *F. peregrinus* y *C. corax*, que fueron publicadas recientemente (Loranca-Bravo *et al.* 2013).

Cuadro 4. Especies de aves rapaces diurnas registradas durante los monitoreos en ambas metodologías; se muestran los estatus determinados a partir del monitoreo.

Orden	Familia	Genero	Especie	Estatus distribución	Categoría Protección
Ciconiiformes	Cathartidae	<i>Cathartes</i>	<i>aura</i>	i	-
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Elanus</i>	<i>leucurus</i>	*r	-
		<i>Circus</i>	<i>cyaneus</i>	i	-
		<i>Accipiter</i>	<i>striatus</i>	r	Pr
		<i>Accipiter</i>	<i>cooperii</i>	*r	Pr
		<i>Buteo</i>	<i>jamaicensis</i>	r	Pr
Falconiformes	Falconidae	<i>Falco</i>	<i>sparverius</i>	*r	-
		<i>Falco</i>	<i>columbarius</i>	i	-
		<i>Falco</i>	<i>peregrinus</i>	r	Pr
Passeriformes	Lanidae	<i>Lanius</i>	<i>ludovicianus</i>	r	-

r= Residente reproductor e i= Visitante de invierno. *= cambio de estatus en la especie. Pr= especies sujetas a protección especial, categoría de riesgo NOM-059-SEMARNAT-2010.

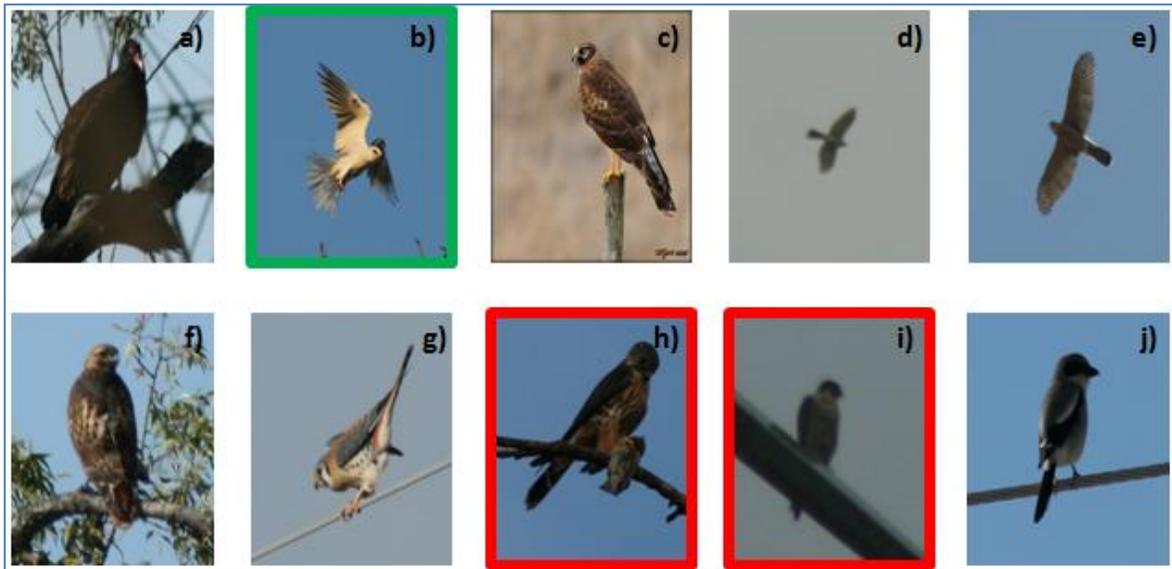


Figura 5. Especies de rapaces diurnas registradas en el Parque Nacional La Malinche. A) *C. aura*, b) *E. leucurus*, c) *C. cyaneus*, d) *A. striatus*, e) *A. cooperii*, f) *B. jamaicensis*, g) *F. sparverius*, h) *F. columbarius*, i) *F. peregrinus* y j) *L. ludovicianus*. En recuadros rojos, especies reportadas como nuevos registros (Loranca-Bravo et al. 2013)

Recorrido de Transectos

Riqueza de especies y abundancia

En las observaciones sobre transectos, desde el otoño de 2011 hasta el invierno de 2013, se recorrieron 1043.4 km, registrando nueve especies de rapaces diurnas: *C. aura*, *C. cyaneus*, *A. striatus*, *A. cooperii*, *B. jamaicensis*, *F. sparverius*, *F. columbarius*, *F. peregrinus* y *L. ludovicianus* en 398 avistamientos; la especie más abundante fue *F. sparverius* seguida de *B. jamaicensis* y la de menor abundancia fue *F. peregrinus* (154, 85 y 1 avistamientos respectivamente; fig. 6).

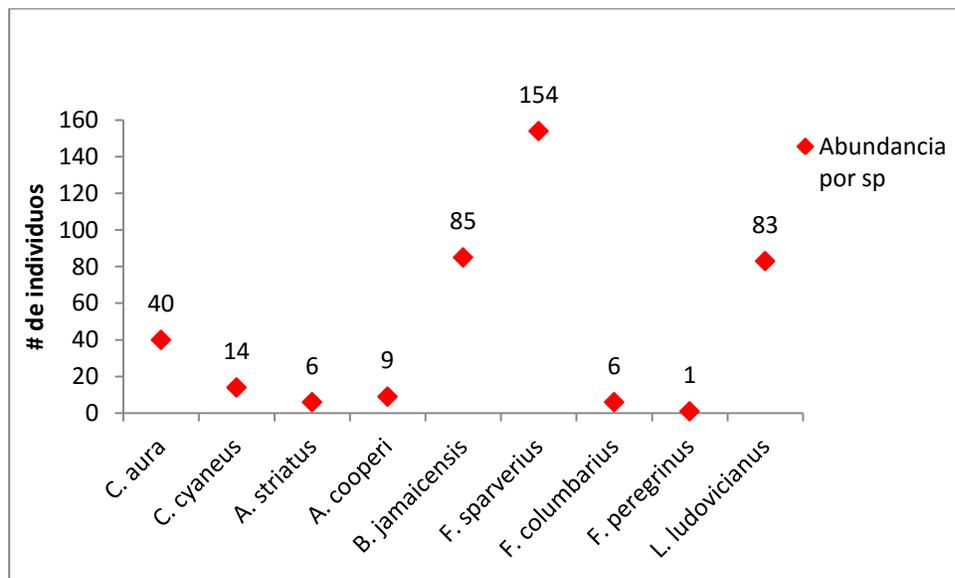


Figura 6. Abundancia total de las especies de rapaces diurnas registradas en la metodología de recorrido de transectos.

Se encontró que otoño e invierno fueron las estaciones del año con la mayor riqueza promedio de especies, mientras que la de primavera fue la menor (otoño: 4 ± 0.32 ; invierno: 3.3 ± 0.39 ; y primavera: 1.8 ± 0.22 , promedio de especies), pero no se encontraron diferencias respecto a la riqueza de especies en las cuatro estaciones ($X^2= 2.68$, g.l.: 3, $p > 0.05$). La mayor abundancia de individuos por las especies se encontró en el otoño e invierno; verano presentó la menor abundancia (9.4, 9.3 y 3.5 individuos promedio). Cuando se consideraron de manera individual, se encontraron diferencias significativas en la abundancia de individuos entre

estaciones ($X^2= 193.22$, g.l.: 3, $p <0.001$).

Diversidad de especies

En el otoño se encontró el valor más alto de diversidad, indicando que un mayor número de especies tenían abundancias similares, elevadas; en la primavera se presentó el menor valor, lo que indica que una o pocas especies tuvieron las mayores abundancias (H' de Shannon promedio 1.2 y 0.5, respectivamente; fig. 7). Se encontraron diferencias significativas solo entre el otoño y primavera (otoño: 169 individuos, 8 especies, $H' = 1.642$; primavera: 40 individuos, 3 especies, $H' = 1.076$, $t\text{-student}_H = 7.8131$, $p <0.05$); entre el invierno y la primavera (invierno: 168 individuos, 8 especies, $H' = 1.52$; primavera: 40 individuos, 3 especies, $H' = 1.076$, $t\text{-student}_H = 6.0031$, $p <0.05$); y entre la primavera y el verano (primavera: 40 individuos, 3 especies, $H' = 1.076$; verano: 21 individuos, 6 especies, $H' = 1.517$, $t\text{-student}_H = -2.0466$, $p <0.05$; cuadro 5). No se encontraron diferencias entre el invierno y el otoño, lo que indica que los individuos migratorios se mantienen entre estaciones.

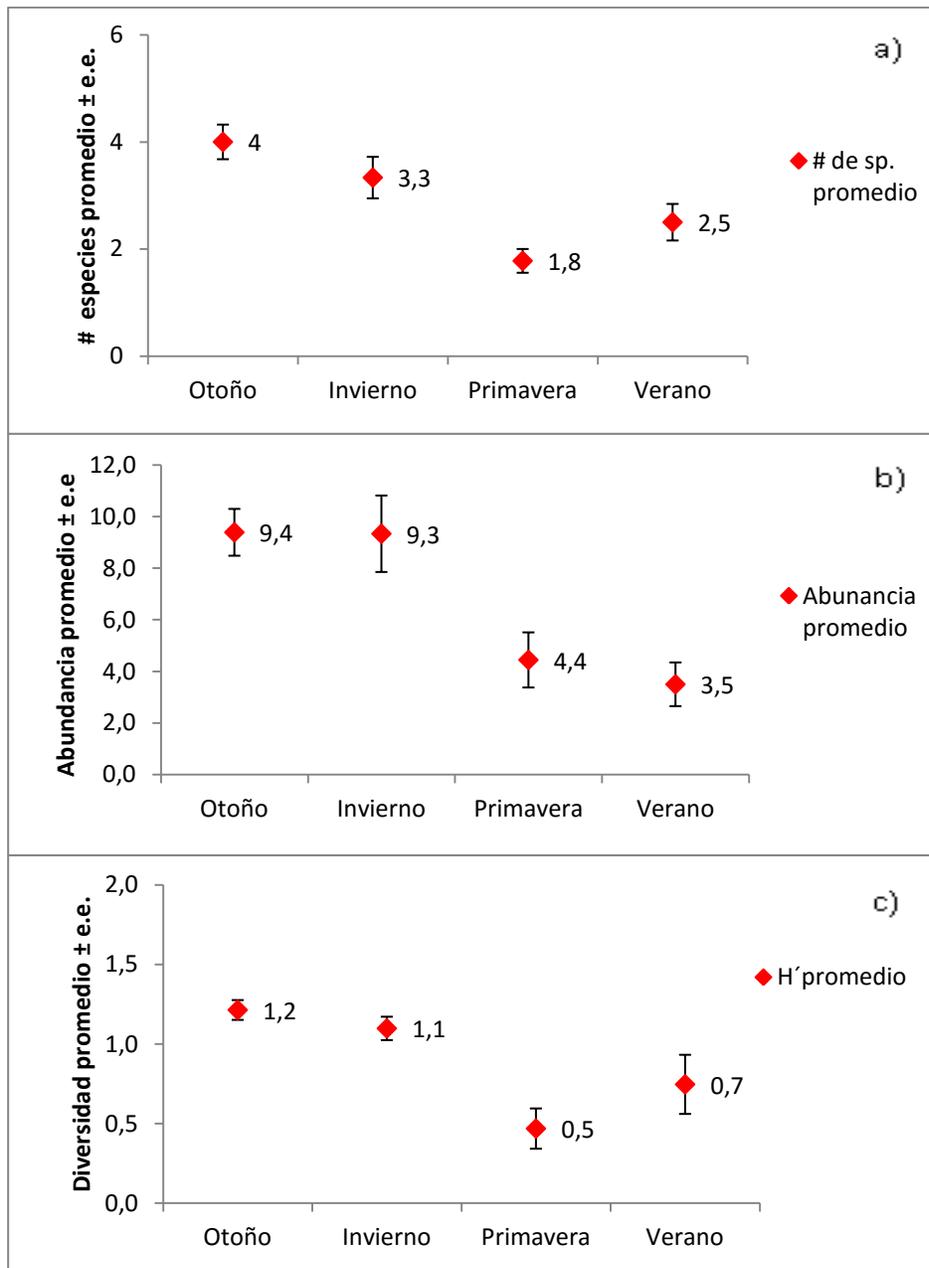


Figura 7. Valores promedio de: a) riqueza, b) abundancia, y c) diversidad de especies, de la comunidad de rapaces diurnas representadas en cuatro estaciones en el área de La Malinche.

Cuadro 5. Valores y comparaciones de la diversidad de especies entre cuatro estaciones, H' de Shannon y prueba de t modificada por Hutchenson. *** comparaciones donde se encontraron diferencias significativas $p < 0.01$. * Marginalmente significativo p casi menor a 0.05.

Comparación	H'	H'	t	g.l.	P
OTOÑO vs INVIERNO		1.52	1.4222	336.56	0.1559
***OTOÑO vs PRIMAVERA	1.642	1.076	7.8131	185.94	3.98E-13
OTOÑO VS VERANO		1.517	1.2772	26.843	0.21422
***INVIERNO vs PRIMAVERA	1.52	1.076	6.0031	189.49	9.68E-09
INVIERNO vs VERANO		1.517	0.57189	27.263	0.57208
*PRIMAVERA vs VERANO	1.076	1.517	-2.0466	23.762	0.05191

En el continuo de estaciones durante el monitoreo, la mayor riqueza de especies, la mayor abundancia de individuos y los mayores índices de diversidad se registraron en las estaciones de otoño e invierno (época de migración; fig. 8); referente a la riqueza de especies no se encontraron diferencias entre las distintas estaciones analizadas ($X^2 = 2.421$, g.l.: 5, $p > 0.05$); para la abundancia de individuos, se encontraron diferencias significativas entre las estaciones ($X^2 = 85.678$, g.l.: 5, $p < 0.001$). Se encontraron diferencias significativas entre el otoño de 2011 y la primavera de 2012 (otoño 2011: 60 individuos, 7 especies, $H' = 1.645$; primavera 2012: 40 individuos, 3 especies, $H' = 1.076$, t-student $H' = 5.441$, $p < 0.05$); entre el invierno y la primavera de 2012 (invierno 2012: 99 individuos, 7 especies, $H' = 1.516$; primavera 2012: 40 individuos, 3 especies, $H' = 1.076$, t-student $H' = 5.147$, $p < 0.05$); entre la primavera y el verano de 2012 (primavera 2012: 40 individuos, 3 especies, $H' = 1.076$; verano 2012: 21 individuos, 6 especies, $H' = 1.517$, t-student $H' = -2.0466$, $p < 0.05$); entre la primavera y el otoño de 2012 (primavera 2012: 40 individuos, 3 especies, $H' = 1.076$; otoño 2012: 109 individuos, 8 especies, $H' = 1.609$, t-student $H' = -5.9476$, $p < 0.05$); y entre primavera de 2012 y el invierno de 2013 (primavera 2012: 40 individuos, 3 especies, $H' = 1.076$; invierno 2013: 69 individuos, 7 especies, $H' = 1.459$, t-student $H' = -3.4154$, $p < 0.05$). No se encontraron diferencias en las H' s entre años para las mismas estaciones (otoño 2011-otoño 2012 e invierno 2012-invierno 2013; $p > 0.05$; cuadro 6). Esto es importante porque indica que hay un patrón, con una tendencia que se repite.

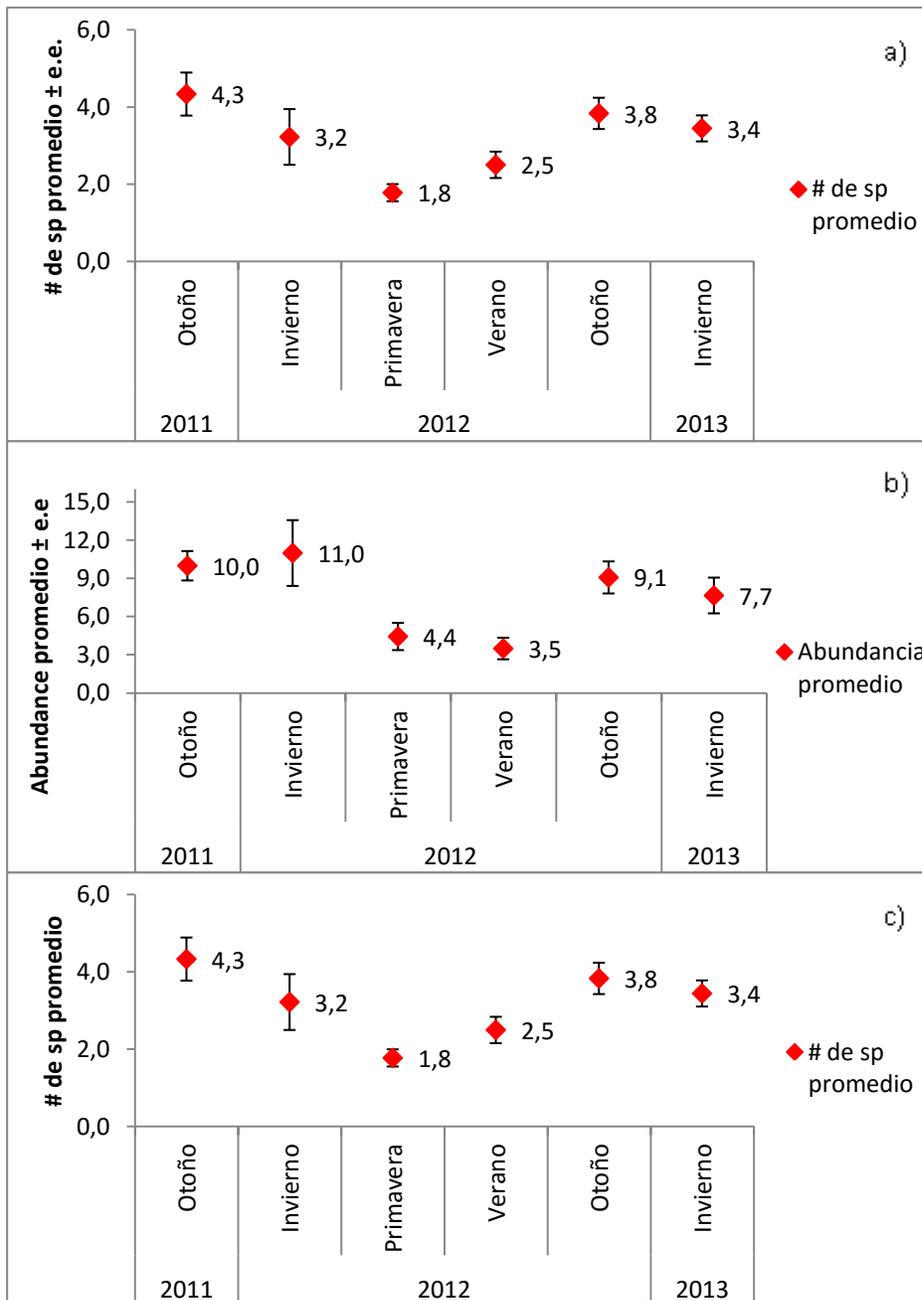


Figura 8. Valores promedio de: a) riqueza, b) abundancia y c) diversidad de especies, de la comunidad de aves rapaces diurnas en las seis estaciones involucradas durante el monitoreo de recorridos sobre transectos.

Cuadro 6. Valores y comparaciones de la diversidad de especies entre el continuo de estaciones involucradas en el monitoreo. ***= comparaciones donde se encontraron diferencias significativas $p < 0.01$. * Marginalmente significativo $p < 0.05$.

.Comparación	H'	H'	t	g.l.	p
OTOÑO (2011) vs INVIERNO (2012)		1.516	0.93987	130.14	0.34902
***OTOÑO (2011) vs PRIMAVERA (2012)		1.076	5.441	82.668	5.29E-07
OTOÑO (2011) vs VERANO (2012)	1.645	1.517	1.0464	34.614	0.30265
OTOÑO (2011) vs OTOÑO (2012)		1.609	0.15419	139.18	0.87768
OTOÑO (2011) vs INVIERNO (2013)		1.459	1.3414	128.99	0.18215
***INVIERNO (2012) vs PRIMAVERA (2012)		1.076	5.147	137.86	8.93E-07
INVIERNO (2012) vs VERANO (2012)	1.516	1.517	0.48291	29.905	0.63267
INVIERNO (2012) vs OTOÑO (2012)		1.609	-0.85346	207.97	0.39439
INVIERNO (2012) vs INVIERNO (2013)		1.459	0.5693	137.49	0.57008
*PRIMAVERA (2012) vs VERANO (2012)		1.517	-2.0466	23.762	0.05191
***PRIMAVERA (2012) vs OTOÑO (2012)	1.076	1.609	-5.9476	147.57	1.89E-08
***PRIMAVERA (2012) vs INVIERNO (2013)		1.459	-3.4154	91.207	0.00095248
VERANO (2012) vs OTOÑO (2012)	1.517	1.609	-0.97906	31.145	0.33509
VERANO (2012) INVIERNO (2013)		1.459	-0.089865	37.194	0.92888
OTOÑO (2012) vs INVIERNO (2013)	1.609	1.459	1.2847	146.32	0.20094

Al analizar conjuntamente los datos considerando dos tipos de ambientes, que son las áreas con influencia de actividad humana o modificadas y las áreas naturales, de manera general se observó una mayor riqueza, abundancia y diversidad de especies promedio en los ambientes modificados (fig. 9); se encontraron diferencias en la riqueza de especies ($t = 7.164$, g.l.: 50, $p < 0.0001$) y en la abundancia de individuos ($t = 6.778$, g.l.: 50, $p < 0.0001$) entre los ambientes modificados y naturales. No existieron diferencias significativas en la diversidad de especies (modificada: 322 individuos, 8 especies, $H' = 1.56$; natural: 76 individuos, 8 especies, $H' = 1.562$, $t\text{-student}_H = 0.29532$, $p > 0.05$).

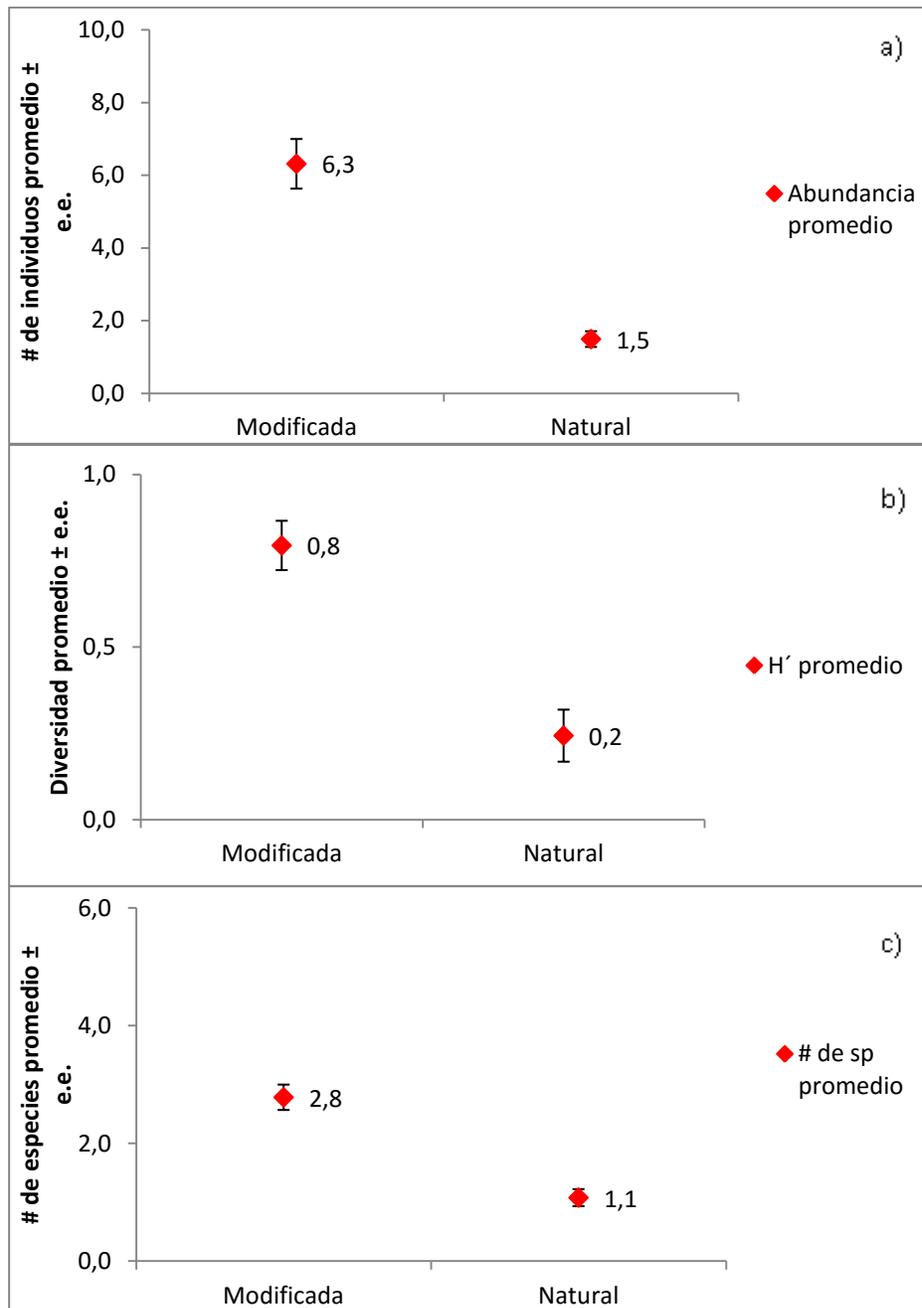


Figura 9. Valores promedio de: a) riqueza, b) abundancia, y c) diversidad de especies de la comunidad de rapaces diurnas en dos tipos de ambientes.

Al considerar la estacionalidad en los dos tipos de ambientes, en general, la riqueza, abundancia y la diversidad de especies promedios fueron mayores en los ambientes modificados en las cuatro estaciones del año, presentando una mayor variación de los

promedios en las temporadas de otoño e invierno. No se encontró que el número de especies en ambientes modificados y naturales cambiara con la estación del año ($X^2 = .47755$, g.l.: 3, $p > 0.05$), pero la abundancia por tipo de ambiente varió con la estación del año ($X^2 = 12.739$, g.l.: 3, $p < 0.05$); para la diversidad de especies, se encontraron diferencias entre ambientes modificados y naturales en la estación de primavera (ambiente modificado: 27 individuos, 3 especies, $H' = 1.61$; ambiente natural: 13 individuos, 2 especies, $H' = 0.69$, $t\text{-student}_{H'} = 4.5571$, $p < 0.05$; fig. 10; cuadro 7).

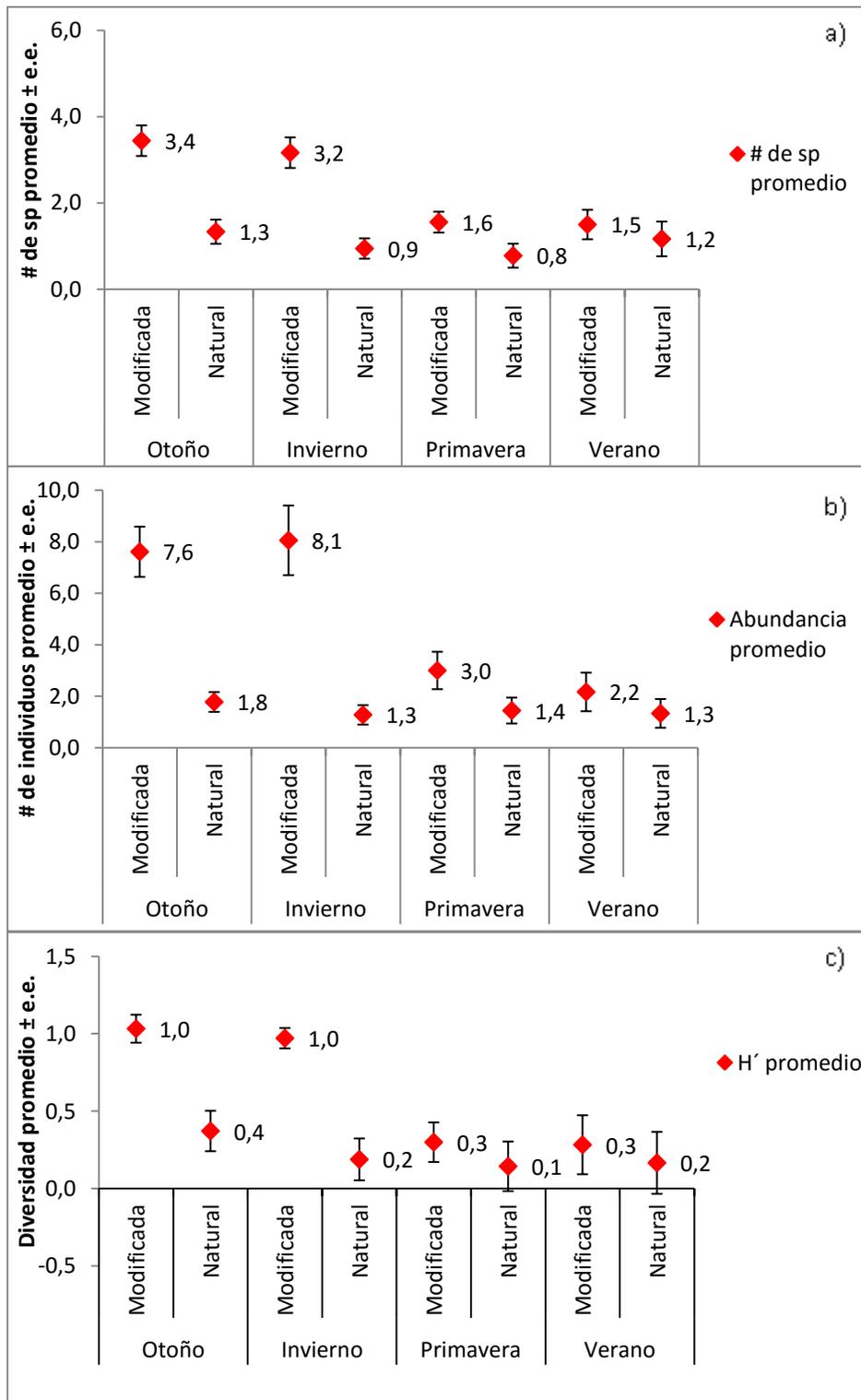


Figura 10. Valores promedio de: a) riqueza, b) abundancia, y c) diversidad de especies de la comunidad de rapaces diurnas en cuatro estaciones del año y en dos tipos de ambientes.

Cuadro 7. Valores y comparaciones de la diversidad de especies en dos tipos de ambientes, modificados y naturales, en cuatro estaciones del año. ***= comparaciones donde se encontraron diferencias significativas $p < 0.01$.

Comparación	H'	H'	t	g.l.	p
OTOÑO					
Modificado vs Natural	1.61	1.52	0.95917	54.128	0.34174
INVIERNO					
Modificado vs Natural	1.51	1.40	1.047	28.58	0.30388
PRIMAVERA					
*** Modificado vs Natural	1.61	0.69	4.5771	35.232	5.64E-05
VERANO					
Modificado vs Natural	0.93	1.21	-0.57344	15.308	0.57467

Durante el monitoreo se realizaron 51 recorridos, 17 para cada transecto, teniendo seis recorridos por transecto para el otoño, seis para invierno, tres en la primavera y dos en el verano; la mayor riqueza, abundancia y diversidad de las especies se registraron en la temporada de migración (estaciones de otoño e invierno), y las menores en la temporada de residencia (primavera y verano). Por lo anterior, se juntaron en una misma categoría las estaciones de primavera y verano (primavera-verano), con el fin de tener un mayor número de registros por temporadas, en una sola categoría. De esta manera, los análisis estadísticos se robustecieron y se detectaron mejor las tendencias y diferencias.

Riqueza de especies promedio estacional por tipo de ambiente. La mayor riqueza promedio de especies se registró en otoño e invierno (otoño: 2.39 ± 0.29 ; invierno: 2.06 ± 0.28 ; primavera-verano: 1.23 ± 0.16 especies promedio), encontrando diferencias significativas entre estaciones del año ($F_{\text{estación}} = 6.867$, g.l.: 2,8, $p < 0.05$); en las áreas modificadas fue donde se registró la mayor riqueza promedio de especies (modificados: 2.78 ± 0.22 ; naturales: 1.08 ± 0.15 especies promedio), siendo las diferencias significativas entre los ambientes ($F_{\text{ambiente}} = 15.517$, g.l.: 1,4, $p < 0.01$; fig. 11).

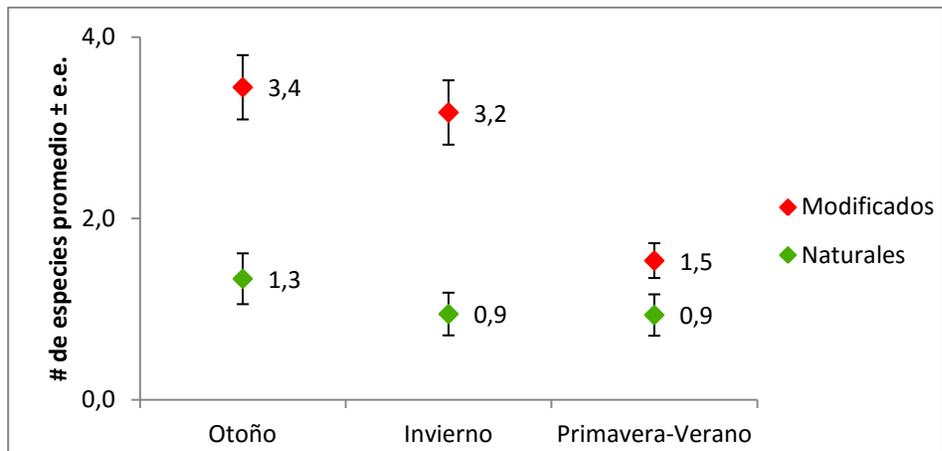


Figura11. Valores de la riqueza promedio por estación del año y tipo de ambiente (áreas modificadas y naturales) durante el monitoreo de recorridos sobre transectos.

Diversidad de especies promedio. En el otoño se registró el mayor valor promedio de diversidad de especies (otoño: $0.84 \pm .09$; invierno: 0.77 ± 0.10 ; primavera-verano: 0.27 ± 0.08 H' promedio:), no encontrando diferencias significativas entre las estaciones ($F_{\text{estación}} = 2.252$, g.l.: 2,8, $p > 0.5$). En las áreas modificadas se registró la mayor diversidad de especies promedio (modificados: 0.83 ± 0.07 ; naturales: 0.38 ± 0.08 H' de Shannon promedio), se encontraron diferencias significativas entre los tipos de ambientes ($F_{\text{ambiente}} = 5.727$, g.l.: 1,4, $p < 0.05$; fig. 12).

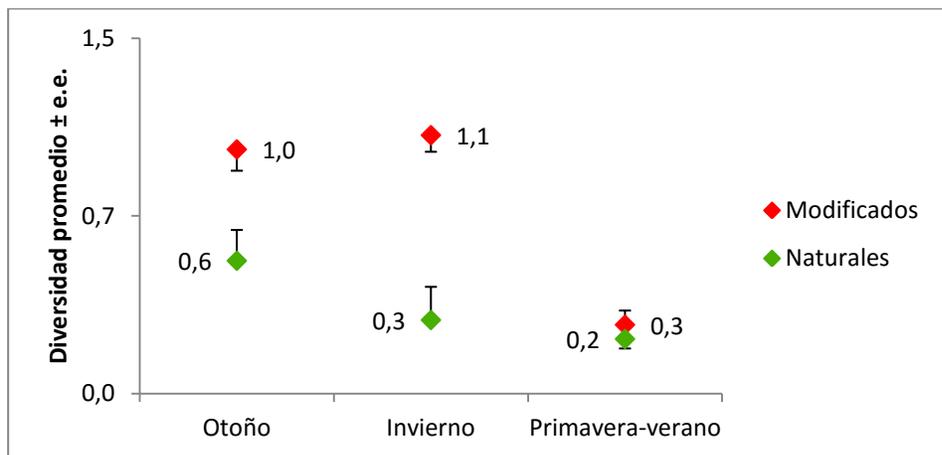


Figura 12. Diversidad promedio estacional y por tipo de ambiente de las especies de rapaces diurnas.

En la representación gráfica tanto de la riqueza como de la diversidad de especies

promedio, se puede observar la misma tendencia de encontrar en otoño e invierno los valores más altos en los ambientes modificados, disminuyendo en primavera y verano.

Abundancia relativa estacional por tipo de ambiente a nivel comunidad. Se presenta la misma tendencia: los valores más altos ocurren en las estaciones correspondientes a la época de migración (otoño e invierno), y menor en la época de crianza o de residencia (primavera-verano; otoño: 44.45 ± 5.94 ; invierno: 42.77 ± 8.05 ; primavera-verano: 21.50 ± 3.51 aves/100 km), pero las diferencias no fueron significativas entre las estaciones del año ($F_{\text{estación}}: 3.866$, g.l.: 2,8, $p > 0.05$). La abundancia relativa fue mayor en los ambientes modificados (modificados: 56.13 ± 5.60 ; naturales: 18.08 ± 2.72 aves/100 km), encontrando diferencias significativas entre los tipos de ambiente ($F_{\text{ambiente}}: 12.555$, g.l.: 1,4, $p < 0.01$). En general, en los ambientes modificados se observa la misma tendencia de disminuir la abundancia relativa en las estaciones de primavera y verano, y en los ambientes naturales se observa un incremento para estas dos estaciones (fig. 13, cuadro 8).

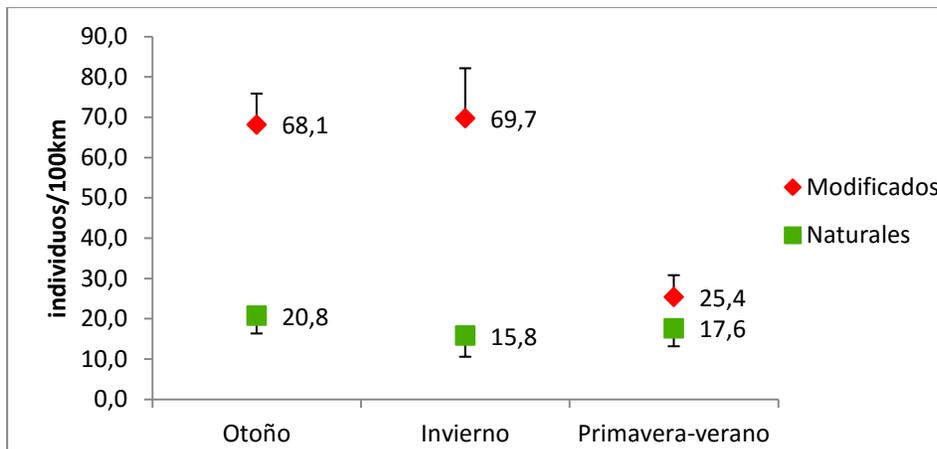


Figura 13. Valores de abundancia relativa por estación y tipo de ambiente de la comunidad de rapaces diurnas.

Cuadro 8. Número de registros por especie en dos ambientes (modificados y naturales) en cuatro

estaciones de los años 2011, 2012 y 2013. Se presenta el esfuerzo de muestreo.

	Otoño		Invierno		Primavera		Verano		Total
	Distancia recorrida (km)								
Modificado	208.374		208.374		104.187		69.458		590.393
Natural	159.888		159.888		79.944		53.296		453.016
<i>C. aura</i>	Abundancia	(%)	Abundancia	(%)	Abundancia	(%)	Abundancia	(%)	
Modificado	11	32.4	23	67.6	-	-	-	-	34
Natural	5	83.3	1	16.7	-	-	-	-	6
Total	16		24						40
<i>C. cyaneus</i>									
Modificado	10	100.0	-	-	-	-	-	-	10
Natural	3	75.0	1	25.0	-	-	-	-	4
Total	13		1						14
<i>A. striatus</i>									
Modificado	3	50.0	3	50.0	-	-	-	-	6
Natural	-	-	-	-	-	-	-	-	0
Total	3		3						6
<i>A. cooperii</i>									
Modificado	2	50.0	2	50.0	-	-	-	-	4
Natural	2	40.0	1	20.0	-	-	2	40.0	5
Total	4		3				2		9
<i>B. jamaicensis</i>									
Modificado	22	37.3	29	49.2	6	10.2	2	3.4	59
Natural	10	38.5	5	19.2	7	26.9	4	15.4	26
Total	32		34		13		6		85
<i>F. sparverius</i>									
Modificado	53	42.1	59	46.8	11	8.7	3	2.4	126
Natural	11	39.3	11	39.3	6	21.4	-	-	28
Total	64		70		17		3		154
<i>F. columbarius</i>									
Modificado	2	40.0	3	60.0	-	-	-	-	5
Natural	-	-	-	-	-	-	1	-	1
Total	2		3				1		6
<i>F. peregrinus</i>									
Modificado	-	-	-	-	-	-	-	-	0
Natural	-	-	-	-	-	-	1	100.0	1
Total							1	-	1
<i>L. ludovicianus</i>									
Modificado	34	43.6	26	33.3	10	12.8	8	10.3	78
Natural	1	20.0	4	80.0	-	-	-	-	5
Total	35		30		10		8		83

Abundancia relativa por especie. Considerando únicamente a las especies más abundantes que se presentaron en todas las estaciones, el cernícalo americano *F. sparverius* fue más abundante en invierno (otoño: 16.52 ± 3.08 ; invierno: 18.35 ± 3.65 ; primavera-verano: 4.60 ± 1.74 aves/100 km), se encontraron diferencias significativas entre las estaciones del año ($F_{\text{estación}} = 9.340$, g.l.: 2,8, $p < 0.01$); en los ambientes modificados se registró la mayor abundancia relativa (modificados: 21.44 ± 3.04 ; naturales: 5.88 ± 1.43 aves/100 km), encontrando diferencias significativas entre los ambientes ($F_{\text{ambiente}} = 10.267$, g.l.: 1,4, $p < 0.01$; fig. 14).

El aguililla cola-roja *B. jamaicensis* fue relativamente poco más abundante en las estaciones de otoño e invierno (epoca de migración; otoño: 9.41 ± 1.45 ; invierno: 9.20 ± 2.55 ; primavera-verano: 7.43 ± 1.80 aves/100 km), pero no se encontraron diferencias entre las estaciones del año ($F_{\text{estación}} = 0.002$, g.l.: 2,8, $p > 0.05$). En general, se encontró una mayor abundancia relativa del aguililla cola-roja en los ambientes modificados (modificados: 11.01 ± 1.81 ; naturales: 6.50 ± 1.38 aves/100 km), pero no se encontraron diferencias entre los tipos de ambiente ($F_{\text{ambiente}} = 1.584$, g.l.: 1,4, $p > 0.05$). La abundancia relativa en los ambientes modificados fue mayor en las estaciones de otoño e invierno, disminuyendo en la primavera y verano; en los ambientes naturales, la abundancia relativa de esta especie fue mayor en las estaciones de primavera y verano (fig. 15).

El verdugo americano, *L. ludovicianus*, mostró una mayor abundancia relativa en el otoño (otoño: 9.15 ± 2.28 ; invierno: 7.09 ± 1.93 ; primavera-verano: 5.54 ± 1.53 aves/100 km), pero las diferencias no fueron significativas entre las estaciones del año ($F_{\text{estación}} = .409$, g.l.: 2,8, $p > 0.05$). La abundancia del verdugo americano fue mayor en los ambientes modificados (modificados: 13.48 ± 1.84 ; naturales: 1.24 ± 0.63 aves/100 km), encontrando fuertes diferencias significativas entre los ambientes ($F_{\text{ambiente}} = 14.705$, g.l.: 1,4; $p < 0.001$; fig. 16).

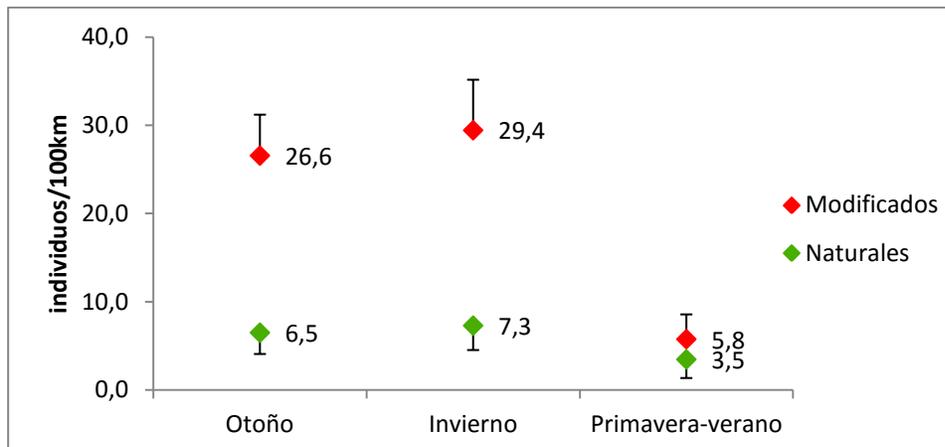


Figura 14. Valores de la abundancia relativa por estación y tipo de ambiente para el cernicalo americano *F. sparverius*.

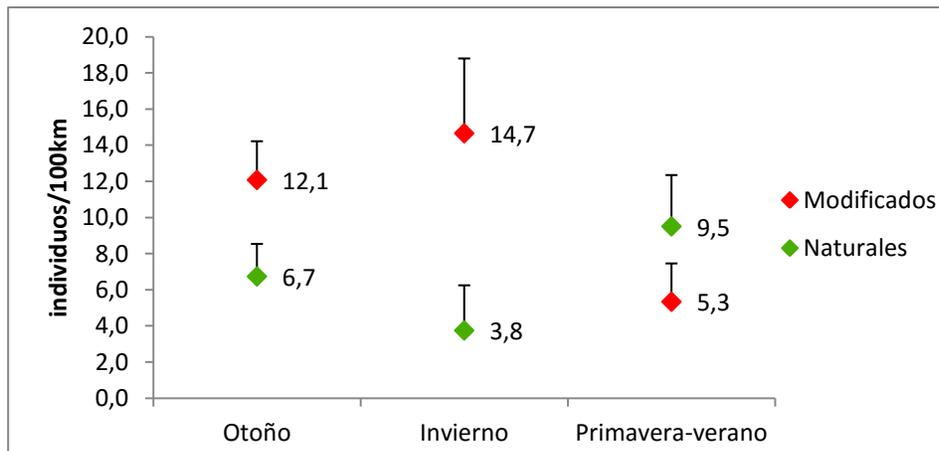


Figura 15. Valores de la abundancia relativa por estación y tipo de ambiente para el aguililla cola-roja *B. jamaicensis*.

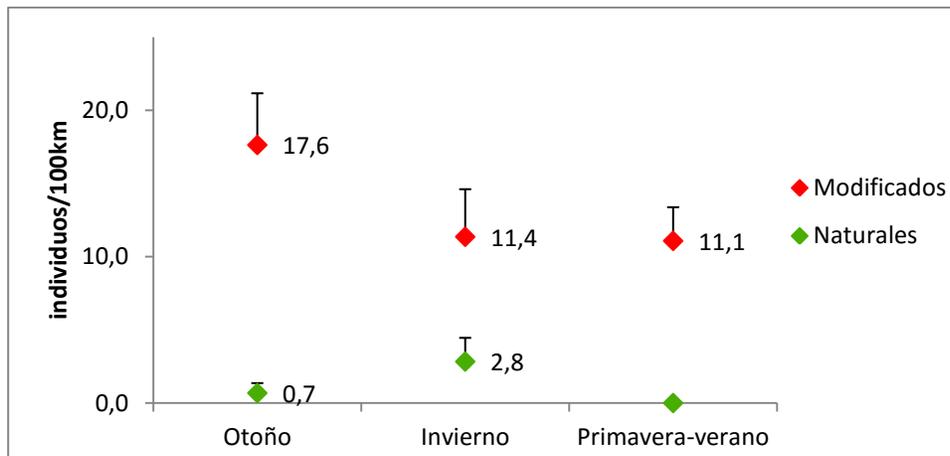


Figura 16. Valores de la abundancia relativa por estación y tipo de ambiente para el verdugo americano *L. ludovicianus*.

Tomando en cuenta a las especies con menor abundancia que presentaron registros en las estaciones de otoño e invierno, debido al poco número de datos se optó por juntar estas estaciones en la temporada de migración; en el aura cabeci-roja *C. aura*, se registró una mayor abundancia relativa en los ambientes modificados, encontrando diferencias entre los ambientes (modificados: 15.9 ± 2.94 ; naturales: 4.1 ± 1.831 aves/100 km; $t = 2.876$, g.l.: 18, $p < 0.05$); el gavilán pecho-rufo menor *A. striatus* y el halcón esmerejón *F. columbarius* solo se registraron en los ambientes modificados (*A. striatus*: 8.8 ± 1.18 aves/100 km; $t = 7.437$, g.l.: 4, $p < 0.05$; *F. columbarius*: 7.38 ± 1.28 aves/100 km; $t = 5.766$, g.l.: 4, $p < 0.05$); en el caso del gavilán de Cooper *A. cooperii* y del aguililla rastrea *C. cyaneus*, no se encontraron diferencias significativas entre los tipos de ambientes (*A. cooperii*: modificados: 4.0 ± 1.49 ; naturales: 5.0 ± 2.46 aves/100 km; $t = -0.2693$, g.l.: 6, $p > 0.05$; *C. cyaneus*: modificados: 12.2 ± 10.74 ; naturales: 8.4 ± 3.54 aves/100 km; $t = 2.472$, g.l.: 4, $p > 0.05$; cuadro 9).

Cuadro 9. Valores de la abundancia relativa de las especies menos abundantes con registros en la época de migración. *= especies que se registraron solo en la temporada migratoria.

Abundancias relativas (aves/100km) época de migración					
	Ambientes modificados	Ambientes naturales	t	g.l.	(p)
* <i>C. aura</i>	15.9 ± 2.94	4.1 ± 1.83	2.876	18	<0.05
* <i>C. cyaneus</i>	12.2 ± 10.74	8.4 ± 3.54	2.472	4	>0.05
<i>A. striatus</i>	8.8 ± 1.18	0	7.437	4	<0.05
<i>A. cooperii</i>	4.0 ± 1.49	5.0 ± 2.46	-0.2693	6	>0.05
* <i>F. columbarius</i>	7.38 ± 1.28	0	5.766	4	<0.05

Densidad estacional por tipo de ambiente a nivel comunidad. El otoño e invierno fueron las estaciones con la mayor densidad de especies (otoño: 1.44 ± 0.19 ; invierno: 1.39 ± 0.26 ; primavera-verano: 0.70 ± 0.11 aves/km²), encontrando diferencias significativas marginales entre las estaciones ($F_{\text{estación}} = 4.364$, g.l.: 2,8; $p=0.053$). En los ambientes modificados se registró la mayor densidad de especies (modificados: 1.83 ± 0.19 ; naturales: 0.58 ± 0.09 aves/km²), se encontraron diferencias significativas entre los ambientes ($F_{\text{ambiente}} = 12.697$, g.l.: 1,4; $p<0.001$; fig. 17).

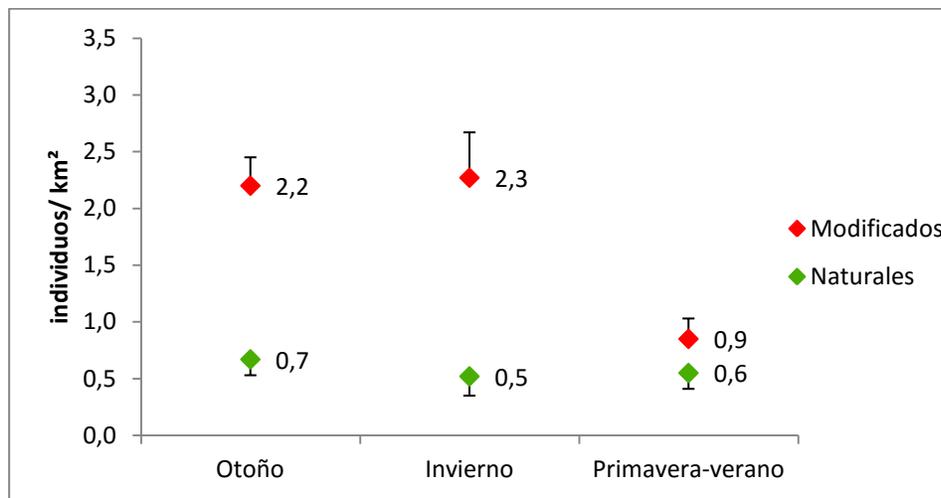


Figura 17. Valores de densidad por estación y tipo de ambiente de la comunidad de rapaces diurnas.

Densidad por especie. Considerando la densidad de especies relevantes por su ocurrencia y abundancia; el cernícalo americano registró los mayores valores de densidad en las estaciones de otoño e invierno (otoño: 0.54 ± 0.10 ; invierno: 0.6 ± 0.12 ; primavera-verano: 0.25 ± 0.08 aves/km²), no encontrando diferencias en la densidad entre las estaciones ($F_{\text{estación}} = 1.542$, g.l.: 2,8, $p>0.05$). En los ambientes modificados se encontró el mayor valor de densidad (modificado: 0.73 ± 0.10 ; natural: 0.22 ± 0.05 aves/km²), mostrando diferencias significativas ($F_{\text{ambiente}} = 6.791$, g.l.: 1,4, $p<0.05$; fig. 18).

Para el aguililla cola-roja los mayores valores de densidad se registraron en el otoño e invierno (otoño: 0.31 ± 0.05 ; invierno: 0.29 ± 0.08 ; primavera-verano: 0.24 ± 0.06 aves/km²) no encontrando diferencias entre las estaciones ($F_{\text{estación}} = 0.003$, g.l.: 2,8, $p>0.05$). En los ambientes modificados, se registró la mayor densidad de individuos (modificados: $0.35 \pm$

0.06; naturales: 0.22 ± 0.05 aves/km²); pero no fue significativamente distinta entre ambientes ($F_{\text{ambiente}} = 1.398$, g.l.: 1,4, $p > 0.05$; fig. 19).

Para el verdugo americano, los mayores valores de densidad se registraron en las temporadas de otoño e invierno (otoño: 0.29 ± 0.07 ; invierno: 0.23 ± 0.06 ; primavera-verano: 0.18 ± 0.05 aves/km²), pero las diferencias no fueron significativas entre las estaciones ($F_{\text{estación}} = 0.403$, g.l.: 2,8, $p > 0.05$). Los mayores valores de densidad se registraron en los ambientes modificados (modificados: 0.43 ± 0.06 ; naturales: 0.04 ± 0.02 aves/km²), siendo las diferencias significativas ($F_{\text{ambiente}} = 13.746$, g.l.: 1,4, $p < 0.01$; fig. 20).

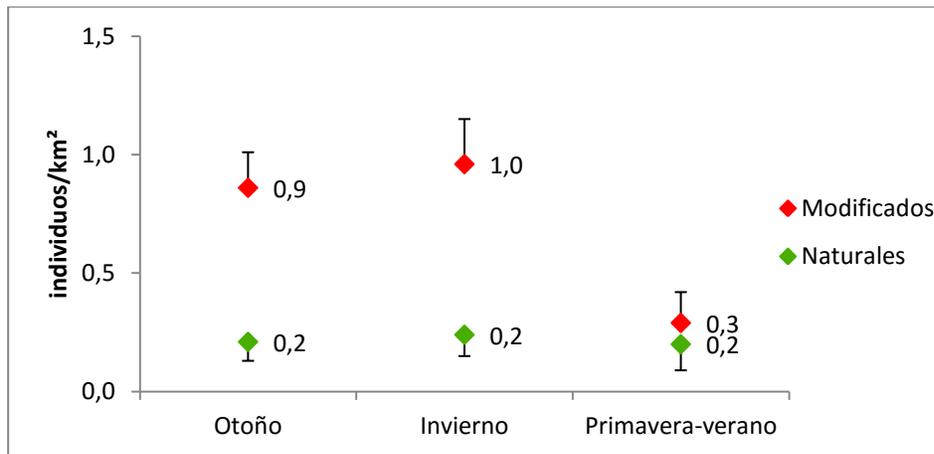


Figura 18. Valores de densidad por estación y tipo de ambiente para el cernícalo americano *F.sparverius*.

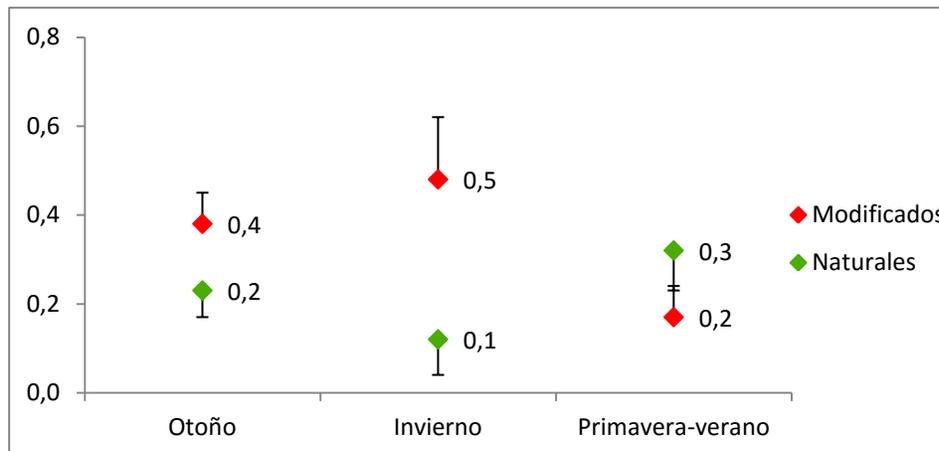


Figura 19. Valores de densidad por estación y tipo de ambiente para el aguililla cola-roja *B. jamaicensis*.

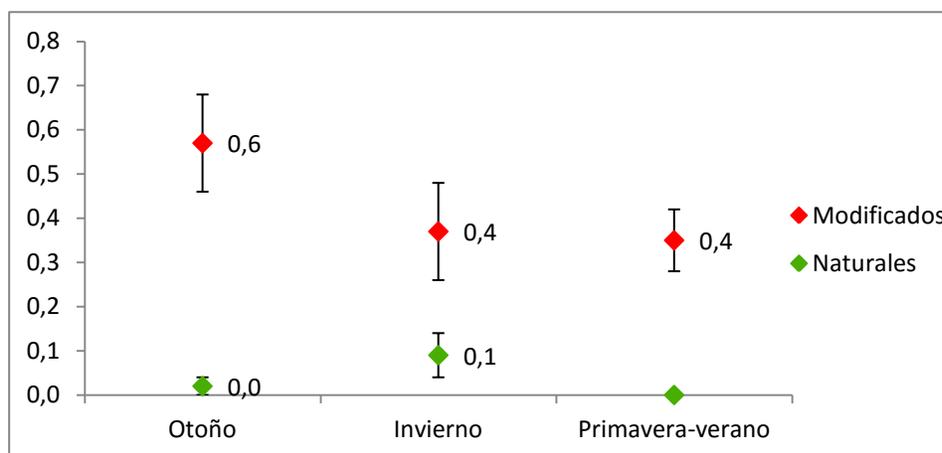


Figura 20. Valores de densidad por estación y tipo de ambiente para el verdugo americano *L. ludovicianus*.

El aura cabeci-roja registró una mayor densidad en los ambientes modificados, siendo significativas las diferencias (modificados: 0.5 ± 0.10 ; naturales: 0.1 ± 0.06 aves/1 km²; $t = 2.803$, g.l.: 18, $p < 0.05$). Para el gavilán pecho-rufo menor y el halcón esmerejón solo se registraron densidades en los ambientes modificados (*A. striatus*: 0.28 ± 0.037 ; *F. columbarius*: 0.24 ± 0.04 aves/km²); mientras que para el gavilán de Cooper y el aguililla rastrera no se encontraron diferencias significativas entre los ambientes (*A. cooperii*: modificados: 0.13 ± 0.05 ; naturales: 0.17 ± 0.08 aves/km²; $t = -0.3326$, g.l.: 4, $p > 0.05$. *C. cyaneus*: modificados: 12.2 ± 10.74 ; naturales: 8.4 ± 3.54 individuos/km²; $t = 0.2722$, g.l.: 4, $p > 0.05$; cuadro 10).

Cuadro 10. Valores de la densidad de las especies menos abundantes que presentaron registros en la época de migración. * = especies que se registraron solo en la temporada migratoria.

	Densidad (individuos/1 km ²)		t	g.l.	(p)
	Ambientes modificados	Ambientes naturales			
* <i>C. aura</i>	0.5 ± 0.10	0.1 ± 0.06	2.803	18	<0.05
* <i>C. cyaneus</i>	0.4 ± 0.35	0.28 ± 0.12	0.2722	4	>0.05
<i>A. striatus</i>	0.28 ± 0.037	$.28 \pm .037$	7.483	4	<0.05
<i>A. cooperii</i>	0.13 ± 0.05	0.17 ± 0.08	-0.3326	6	>0.05
* <i>F. columbarius</i>	0.24 ± 0.04	0.24 ± 0.04	6	4	<0.05

Conteos en puntos fijos

En los conteos sobre puntos fijos, desde enero de 2012 hasta septiembre de 2013, con un esfuerzo de muestreo de 200 horas de observación, se registraron 10 especies de aves rapaces diurnas, *C. aura*, *E. leucurus*, *C. cyaneus*, *A. striatus*, *A. cooperii*, *B. jamaicensis*, *F. sparverius*, *F. columbarius*, *F. peregrinus* y *L. ludovicianus*, en 237 avistamientos. La especie más abundante fue *B. jamaicensis* seguida *F. sparverius* (81 y 60 avistamientos) y las de menores registros *E. leucurus*, *C. cyaneus*, *F. columbarius* (con un avistamiento cada una; fig. 21).

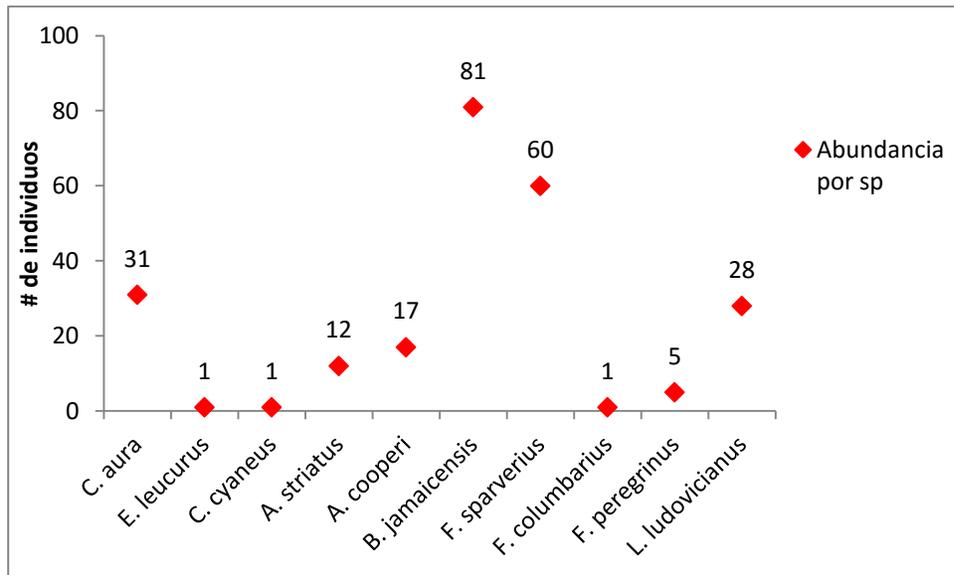


Figura 21. Abundancia total de las especies de rapaces diurnas registradas en la metodología de conteos sobre puntos fijos.

Al analizar el uso de los ambientes por las rapaces diurnas, considerando los cinco tipos de ambientes donde se ubicaron los puntos fijos (áreas urbanas, de cultivo, asociación boscosa de pino-encino, pino-encino-oyamel y páramo de altura), la mayor riqueza promedio de especies ocurrió en las áreas de cultivo mientras que la menor riqueza ocurrió en las áreas urbanas y en el páramo (1.4 y 0.5 promedio de especies, respectivamente; fig. 22). No obstante, las diferencias no fueron significativas entre los cinco tipos de ambiente ($X^2= 1.78$, g.l.= 4, $P > 0.05$). En las áreas de cultivo se registró la mayor abundancia promedio de especies y la menor en las áreas urbanas (2.4 y 0.6 individuos promedio; fig. 22), diferencias que

fueron altamente significativas ($X^2= 71.12$, g.l.= 4, $P <0.001$);. Nuevamente fue en las áreas de cultivo donde se registró la mayor diversidad de especies, mientras que la menor diversidad se encontró en las áreas de bosque de pino-encino (0.5 y 0.1 H' de Shannon promedio; fig. 22). Al realizar comparaciones de la diversidad de especies entre los cinco tipos de ambientes se registraron diferencias significativas en cuatro comparaciones: categoría de urbano vs. pino-encino-oyamel (urbano: 31 individuos, 6 especies, $H'= 1.53$; pino-encino-abies: 42 individuos, 8 especies, $H'= 1.06$, $t\text{-student}_H= 1.9426$, $P <0.05$); cultivo vs. pino-encino (cultivo: 111 individuos, 8 especies, $H'=1.75$; pino-encino: 42 individuos, 5 especies, $H'=1.15$, $t\text{-student}_H= 4.0425$, $P <0.01$); cultivo vs. pino-encino-oyamel (cultivo: 111 individuos, 8 especies, $H'= 1.75$; pino-encino-oyamel: 42 individuos, 8 especies, $H'= 1.06$, $t\text{-student}_H= 3.474$, $P <.01$); y cultivo vs. páramo (cultivo: 111 individuos, 8 especies, $H'= 1.75$; páramo: 11 individuos, 3 especies, $H'=.86$, $t\text{-student}_H= 4.4078$, $P <.01$; Cuadro 11).

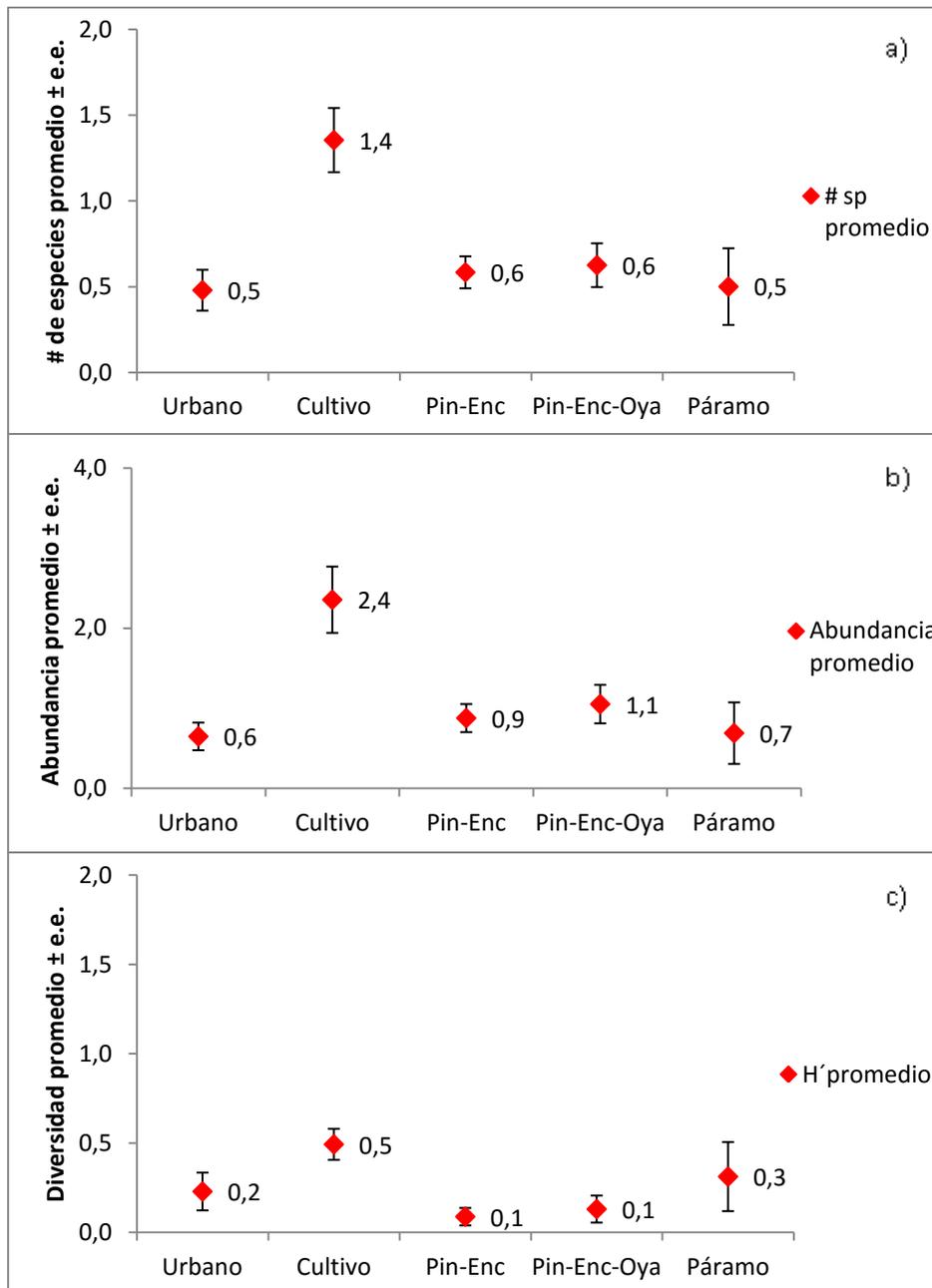


Figura 22. Valores promedio de: a) riqueza, b) abundancia, y c) diversidad de especies de la comunidad de rapaces diurnas en cinco tipos de ambientes a lo largo del gradiente altitudinal en el PNLM.

Cuadro 11. Valores y comparaciones de la diversidad de especies en cinco tipos de ambientes, H' de

Shannon y prueba de t modificada por Hutchenson. ***= comparaciones donde se encontraron diferencias significativas $P < 0.001$. **= comparaciones donde se encontraron diferencias significativas $P < 0.01$. * Marginalmente significativo $P < 0.05$.

Comparaciones	H'	H'	t	Df	P
Urbano vs Cultivo		1.75	-1.833	44.754	0.07346
Urbano vs Pino-Encino	1.53	1.15	1.7899	72.119	0.077673
* Urbano vs Pino-Encino-Oyamel		1.06	1.9426	68.39	0.056182
Urbano vs Páramo		0.86	2.7741	20.721	0.01146
*** Cultivo vs Pino- Encino		1.15	4.0425	58.875	1.56E-04
**Cultivo vs Pino-Encino-Oyamel	1.75	1.06	3.474	49.566	0.0010741
***Cultivo vs Páramo		0.86	4.4078	12.972	0.00071097
Pino-Encino vs Pino-Encino-Oyamel	1.15	1.06	0.52855	73.777	0.5987
Pino-Encino vs Páramo		0.86	1.3587	21.943	0.18804
Pino-Encino-Oyamel vs Páramo	1.06	0.86	0.7127	34.498	0.48082

Al comparar entre los cinco tipos de ambientes por temporada, en la época de migración (otoño e invierno), la mayor riqueza promedio de especies se registró en las áreas de cultivo, y la menor en las áreas urbanas (1.9 y 0.5 especies promedio; fig. 23), pero las diferencias no fueron significativas ($X^2 = 1.8809$, g.l.= 4, $P > 0.05$). La mayor abundancia promedio de especies se registró en las áreas de cultivo, y en las urbanas la menor (3.5 y 0.7 individuos promedio; fig. 23), lo cual fue estadísticamente significativo ($X^2 = 74.0603$, g.l.= 4, $P < 0.001$). El mayor valor de la diversidad H' se registró en las áreas de cultivo, y los menores valores en las asociaciones boscosas de pino-encino y pino-encino-oyamel (0.7 y 0.2 H' promedio de especies; fig. 23), siendo las diferencias estadísticamente diferentes en tres comparaciones: urbano vs. páramo (urbano: 17 individuos, 6 especies, $H' = 1.56$; páramo: 9 individuos, 3 especies, $H' = 0.94$, $t\text{-student}_H = 2.1648$, $P < 0.05$); cultivo vs pino-encino (cultivo: 85 individuos, 6 especies, $H' = 1.62$; pino-encino: 24 individuos, 5 especies, $H' = 1.21$, $t\text{-student}_H = 2.3897$, $P < 0.05$); y cultivo vs páramo (cultivo: 85 individuos, 6 especies, $H' = 1.62$; páramo: 9 individuos, 3 especies, $H' = 0.94$, $t\text{-student}_H = 3.6261$, $P < 0.05$; cuadro 12).

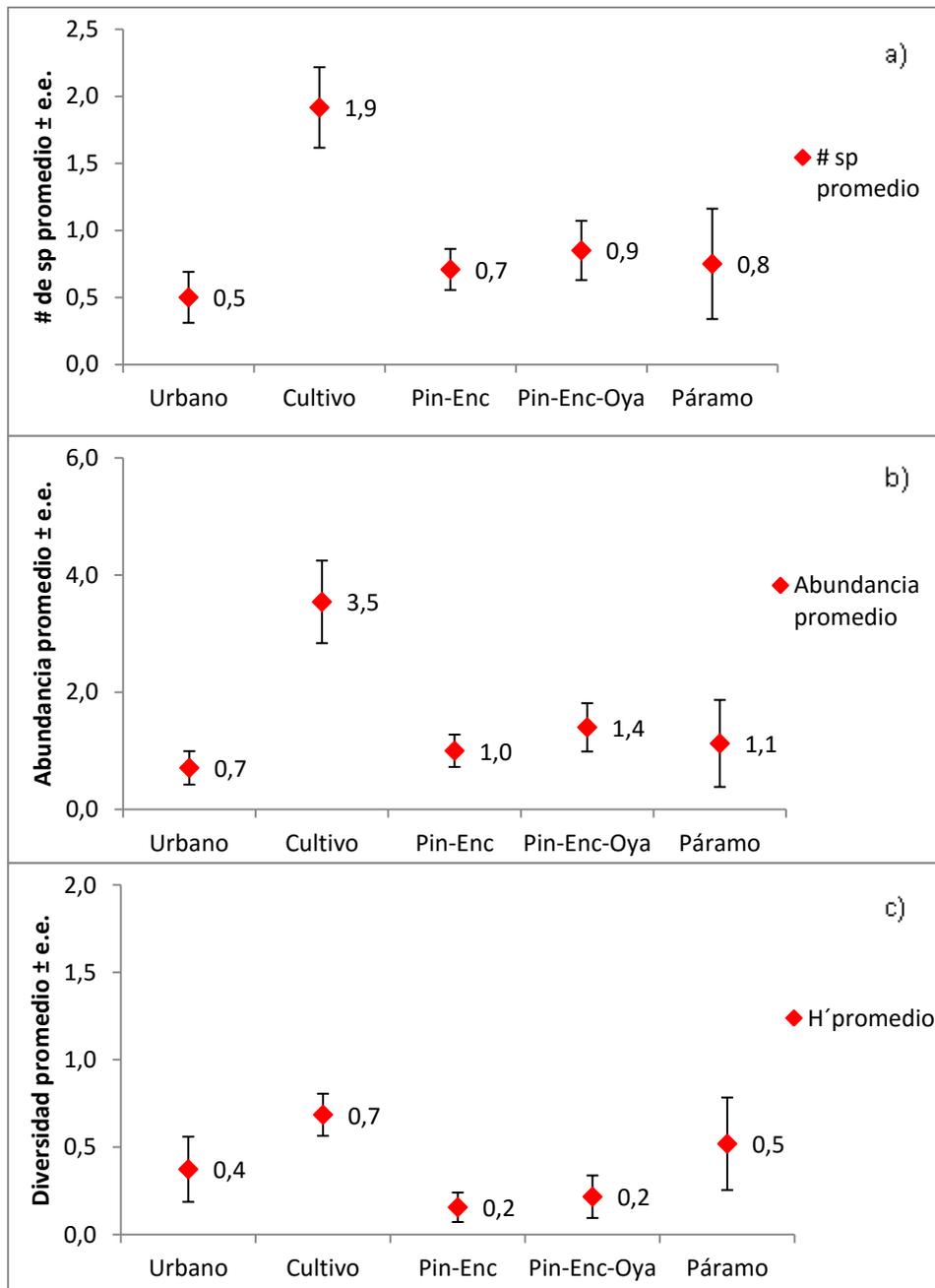


Figura 23. Valores promedio de: a) riqueza, b) abundancia, y c) diversidad de especies de la comunidad de rapaces diurnas en cinco tipos de ambientes en época de migración, estaciones otoño e invierno, a lo largo del gradiente altitudinal en el PNLM.

Cuadro 12. Valores y comparaciones de la diversidad de especies en cinco tipos de ambientes en temporada de migración, estaciones de otoño e invierno. **= comparaciones donde se encontraron diferencias significativas $P < 0.01$. * Marginalmente significativo $P < 0.05$.

Comparaciones	H'	H'	t	df	P
Urbano vs Cultivo		1.62	-0.88471	20.746	0.38645
Urbano vs Pino-Encino	1.56	1.21	1.1079	39.655	0.27459
Urbano vs Pino-Encino-Oyamel		1.40	0.4972	44.939	0.62147
* Urbano vs Páramo		0.94	2.1648	22.139	0.041454
** Cultivo vs Pino-Encino		1.21	2.3897	29.38	2.35E-02
Cultivo vs Pino-Encino-Oyamel	1.62	1.40	1.3465	31.969	0.1876
** Cultivo vs Páramo		0.94	3.6261	10.665	0.0041914
Pino-Encino vs Pino-Encino-Oyamel	1.21	1.40	-0.48515	50.967	0.62965
Pino-Encino vs Páramo		0.94	1.1188	23.774	0.2744
Pino-Encino-Oyamel vs Páramo	1.40	0.94	1.4651	30.604	0.15308

En la época de residentes (primavera y verano), la mayor riqueza de especies se registró en las áreas de cultivo, y la menor en el páramo de altura (0.8 y 0.3 especies promedio; fig. 24), pero las diferencias no fueron significativas ($X^2 = 4.7778$, g.l. = 4, $P > 0.05$). La mayor abundancia promedio de especies se registró en las áreas de cultivo, y en el páramo la menor (1.2 y 0.3 individuos promedio; fig. 24), pero las diferencias no fueron significativas entre los ambientes ($X^2 = 7.2612$, g.l. = 4, $P > 0.05$). El mayor valor de diversidad se registró en las áreas de cultivo, y los menores valores en las asociaciones boscosas de pino-encino, pino-encino-oyamel y el páramo de altura (0.2 y 0.0 H' promedio respectivamente; fig 24); siendo las diferencias estadísticamente diferentes en siete comparaciones: urbano vs. cultivo (urbano: 14 individuos, 3 especies, $H' = 0.76$; cultivo: 26 individuos, 7 especies, $H' = 1.62$, $t\text{-student}_H = -3.1683$, $P < 0.05$); urbano vs. pino-encino-oyamel (urbano; pino-encino-oyamel: 14 individuos, 1 especie, $H' = 0.0$, $t\text{-student}_H = 3.3711$, $P < 0.05$); cultivo vs. pino-encino (cultivo: 26 individuos, 7 especies, $H' = 1.62$; pino-encino: 18 individuos, 3 especies, $H' = 0.83$, $t\text{-student}_H = 3.4047$, $P < 0.05$); cultivo vs. pino-encino-oyamel (cultivo; pino-encino-oyamel: 14 individuos, 1 especie, $H' = 0.0$, $t\text{-student}_H = 9.5565$, $P < 0.05$); cultivo vs. páramo (cultivo; páramo: 2 individuos, 1 especie, $H' = 0.0$, $t\text{-student}_H = 9.5565$, $P < 0.05$); pino-encino vs. pino-encino-oyamel (pino-encino: 18 individuos, 3 especies, $H' = 0.83$; pino-encino-oyamel:

14 individuos, 1 especie, $H' = 0.0$, $t\text{-student}_H = 5.2795$, $P < 0.05$) y pino-encino vs. páramo (pino-encino; páramo: 2 individuos, 1 especie, $H' = 0.0$, $t\text{-student}_H = 5.2795$, $P < 0.05$; cuadro 13).

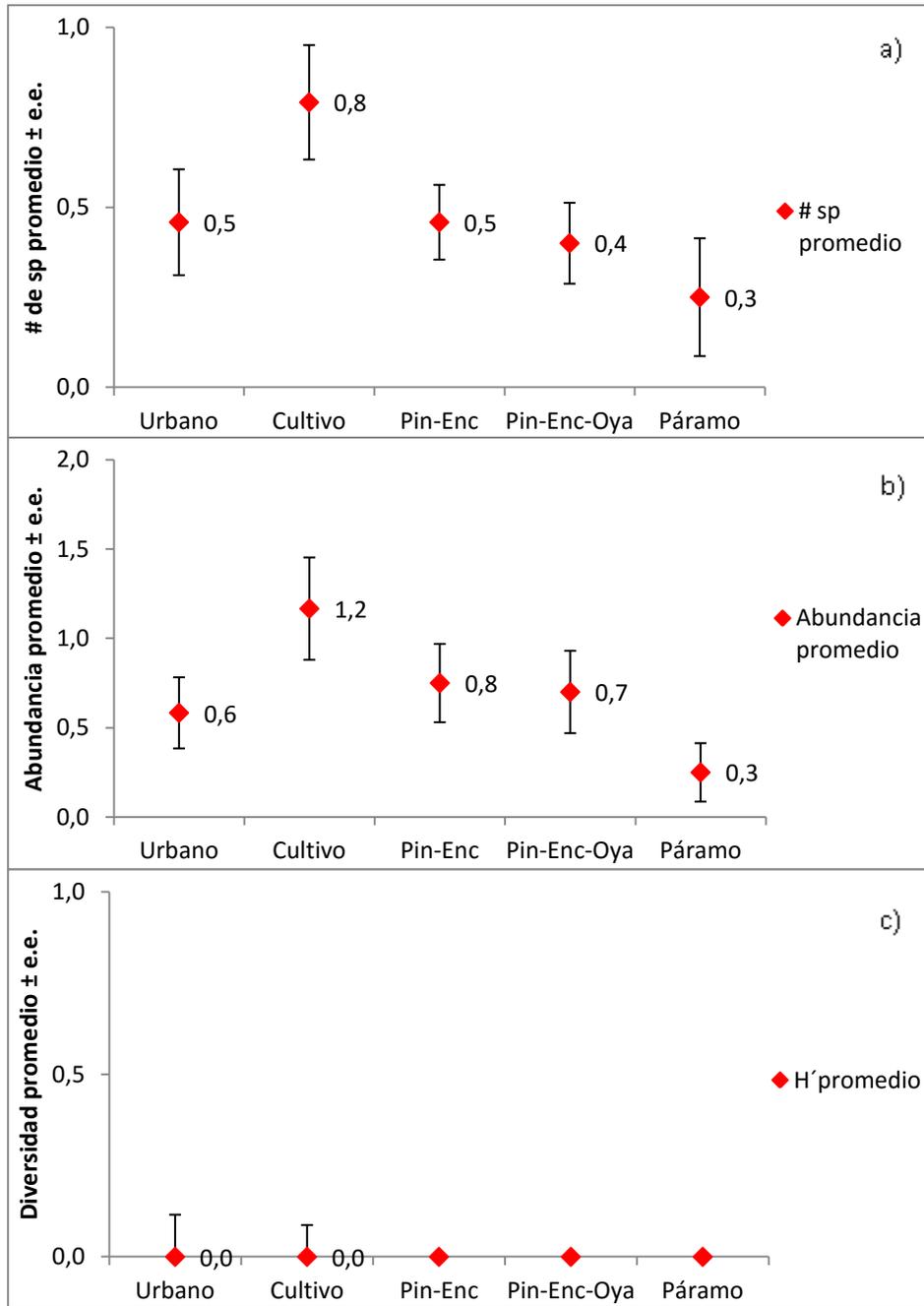


Figura 24. Valores promedio de: a) riqueza, b) abundancia, y c) diversidad de especies de la comunidad de rapaces diurnas en cinco tipos de ambientes en época de residentes, estaciones

primavera y verano, a lo largo del gradiente altitudinal en el PNLM.

Cuadro 13. Valores y comparaciones de la diversidad de especies en cinco tipos de ambientes en temporada de residentes, estaciones de primavera y verano. ***= comparaciones donde se encontraron diferencias significativas $P < 0.001$. **= comparaciones donde se encontraron diferencias significativas $P < 0.01$.

Comparaciones	H'	H'	T	g.l.	P
**Urbano vs Cultivo		1.62	-3.1683	29.918	0.0035207
Urbani vs Pino-Encino	0.76	0.83	-0.3374	26.627	0.73846
** Urbano vs Pino-Encino-Oyamel		0.00	3.3711	14	0.0045677
Urbano vs Páramo		0.00	3.3711	14	0.0045677
** Cultivo vs Pino- Encino		0.83	3.4047	43.466	1.43E-03
*** Cultivo vs Pino-Encino-Oyamel	1.62	0.00	9.5565	26	5.41E-10
*** Cultivo vs Páramo		0.00	9.5565	26	5.41E-10
*** Pino-Encino vs Pino-Encino-Oyamel	0.83	0.00	5.2795	18	5.09E-05
*** Pino-Encino vs Páramo		0.00	5.2795	18	5.09E-05
Pino-Encino-Oyamel vs Páramo	0.00	0.00	-	-	-

Al analizar la información con relación a los dos tipos de ambientes, áreas modificadas y naturales, y en dos temporadas del año (residentes y migratorias), la mayor riqueza de especies en ambos tipos de ambientes se registró en las temporadas de migración (temporada de migración en área modificada = 1.2, y temporada de migración en área natural = 0.8 especies promedio; fig. 25), mientras que los valores más bajos se encontraron en la temporada de residentes (residentes-modificada= 0.6, y residentes-natural= 0.4 especies promedio; fig. 25); no se encontraron diferencias significativas en la riqueza de especies entre las dos temporadas y los dos tipos de ambiente ($X^2 = 2.4556$, g.l.= 3, $P > 0.05$). La mayor abundancia de individuos se encontró en la temporada de migración para ambos ambientes (migración-modificada= 2.1 y migración-natural= 1.3 individuos promedio: fig. 25), y las menores abundancias en la temporada de residentes (residentes-modificada= 0.8 y residente-natural = 0.7 individuos promedio: fig 25); las diferencias fueron significativas entre la abundancia de individuos en las dos temporadas y los dos tipos de ambiente ($X^2 = 56.0555$,

g.l.= 3, $P < 0.001$). Los valores más altos de la diversidad H' ocurrieron en la temporada de migración (migración-modificada= 0.3 y migración-natural= 0.1 H' promedio), y los de menor valor en la época de residentes (residentes-modificado= 0.1 y residentes-natural= 0.0 H' promedio) para los dos tipos de ambiente, siendo diferentes estadísticamente las comparaciones de migratorias-modificada vs. residentes-natural (migratorias-modificada: 102 individuos, 6 especies, $H' = 1.62$; residentes-natural: 34 individuos, 3 especies, $H' = 0.67$, $t\text{-student}_H = 7.1502$, $P < 0.05$); residente-modificada vs. residente-natural (residente-modificada: 40 individuos, 8 especies, $H' = 1.55$; residentes-natural: 34 individuos, 3 especies, $H' = 0.67$, $t\text{-student}_H = 4.6791$, $P < 0.05$); migratorias-natural vs. residentes-natural (migratorias-natural: 61 individuos, 7 especies, $H' = 1.49$; residentes-natural: 34 individuos, 3 especies, $H' = 0.67$, $t\text{-student}_H = 4.3758$, $P < 0.05$; cuadro 14).

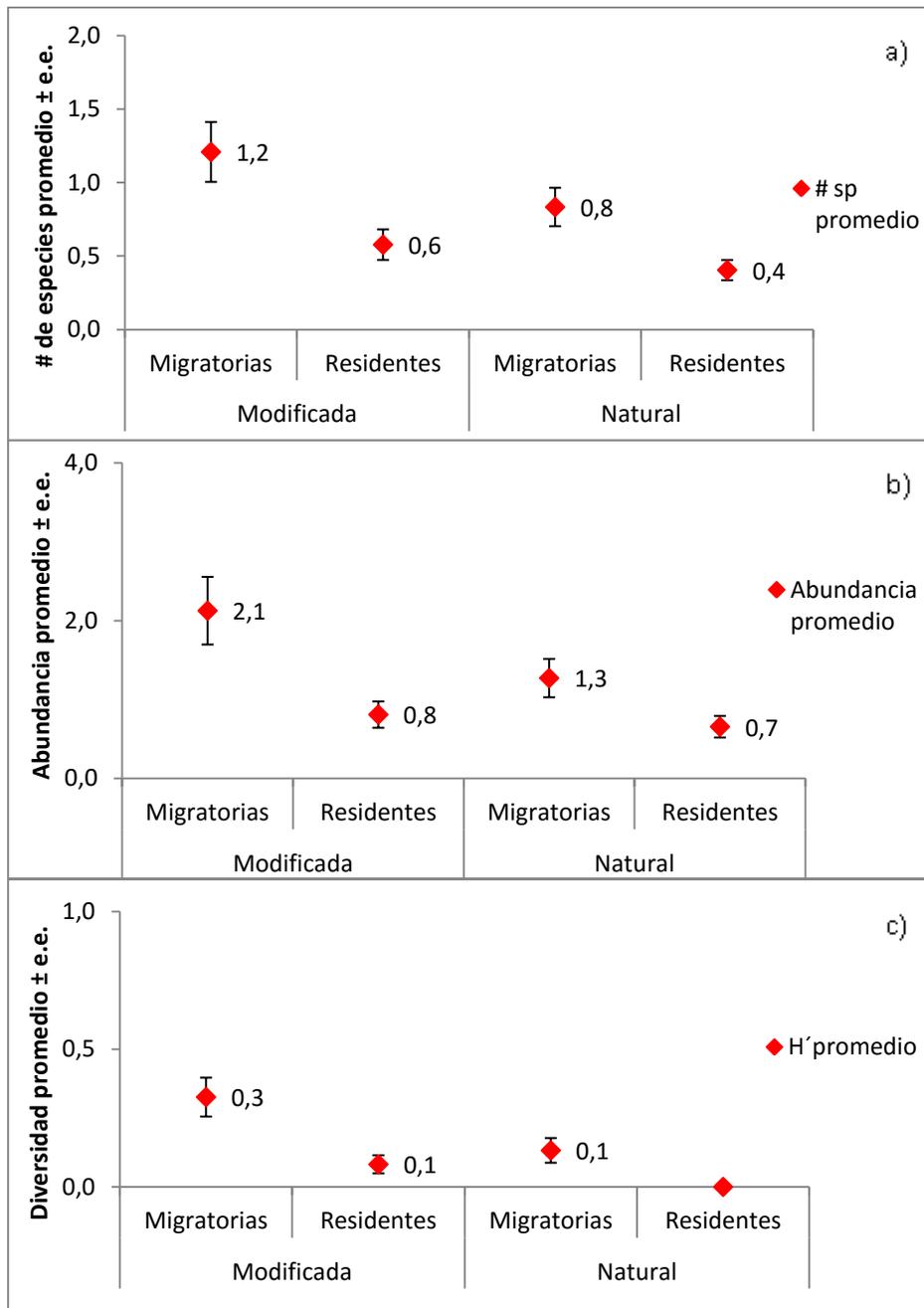


Figura 25. Valores promedio de: a) riqueza, b) abundancia, y c) diversidad de especies de la comunidad de rapaces diurnas en dos temporadas (residentes y migratorias) y en dos tipos de ambientes (modificados y naturales) a lo largo del gradiente altitudinal en el PNLM.

Cuadro 14. Valores y comparaciones de la diversidad de especies en dos temporadas (residentes y migratorias), y en dos tipos de ambientes (modificados y naturales). ***= comparaciones donde se encontraron diferencias significativas $P < 0.001$.

Comparaciones	H'	H'	t	g.l.	P
Migratorias (modificada) vs Residentes (modificada)		1.55	0.89358	54.648	0.37546
Migratorias (modificada) vs Migratorias (natural)	1.62	1.49	1.1827	81.79	0.24034
*** Migratorias (modificada) vs Residentes (natural)		0.67	7.1502	47.961	4.35E-09
Residente (modificada) vs Migratoria (natural)	1.55	1.49	0.23768	97.556	0.81263
*** Residente (modificada) vs Residente (natural)		0.67	4.6791	73.937	1.27E-05
*** Migratorias (natural) vs Residentes (natural)	1.49	0.67	4.3758	90.723	3.23E-05

Como se mencionó anteriormente, el registro o colecta de datos se realizó con censos bimestrales, teniendo dos censos por estación del año durante el monitoreo. Debido al poco número de datos para los valores de riqueza de especies y abundancia de individuos, se optó por juntar a las estaciones del año y sus valores en dos categorías. El otoño e invierno conformaron la categoría otoño-invierno o temporada de migración; la primavera y el verano la categoría otoño-invierno o temporada de residentes. Juntar la información en estas categorías tuvo como objetivo realizar análisis más robustos.

Riqueza de especies estacional por tipo de ambiente. En la categoría otoño-invierno se registró el mayor valor de la riqueza de especies (otoño-invierno: 1.08 ± 0.12 ; primavera-verano: 0.54 ± 0.06 especies promedio), encontrando diferencias significativas entre las categorías ($F_{\text{estación}} = 15.718$, g.l.:1,42; $p < 0.001$). En las categorías ambientales, en las áreas de cultivo se registró la mayor riqueza promedio de especies (áreas urbanas: 0.54 ± 0.12 ; cultivos: 1.47 ± 0.18 ; asociaciones boscosas de pino-encino: 0.63 ± 0.10 ; pino-encino-oyamel: 0.68 ± 0.13 y páramo de altura: 0.44 ± 0.18 especies promedio), siendo las diferencias significativamente marginales entre los ambientes ($F_{\text{ambiente}} = 2.386$, g.l.:4,42; $p = 0.066$); encontrando diferencias marginalmente significativas en la comparación de áreas de cultivo con pino-encino-oyamel con la prueba de Tukey ($p = 0.71$; fig. 26).

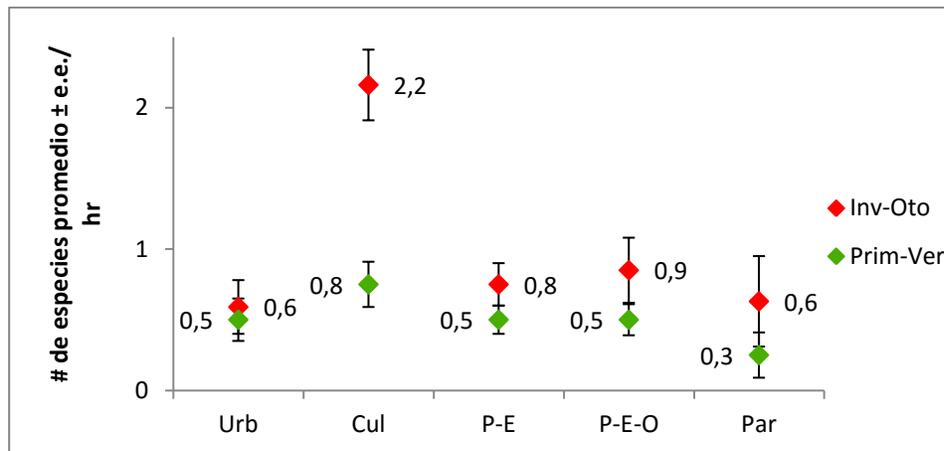


Figura 26. Valores de la riqueza de especies promedio estacional por categoría ambiental en las observaciones sobre puntos fijos. Urb= urbano, Cul= cultivo; P-E= pino-encino, P-E-O= pino-encino-oyamel y Par= páramo de altura.

Abundancia estacional por tipo de ambiente nivel comunidad. En la categoría otoño-invierno se registró el mayor valor de la abundancia de especies (otoño-invierno: 1.66 ± 0.21 ; primavera-verano: 0.77 ± 0.10 individuos promedio), encontrando diferencias significativas entre las categorías ($F_{\text{estación}} = 10.419$, g.l.:1,42; $p < 0.01$). En las categorías ambientales, en las áreas de cultivo se registró la mayor abundancia promedio (áreas urbanas: 0.72 ± 0.16 ; cultivos: 2.29 ± 0.33 ; asociaciones boscosas de pino-encino: 0.88 ± 0.16 ; pino-encino-oyamel: 1.13 ± 0.24 y páramo de altura: 0.63 ± 0.33 individuos promedio), siendo las diferencias significativas entre los ambientes ($F_{\text{ambiente}} = 2.604$, g.l.:4,42; $p < 0.05$); encontrando diferencias marginalmente significativas en la comparación de áreas de cultivo con el páramo del altura con la prueba de Tukey ($p = 0.09$; fig. 27).

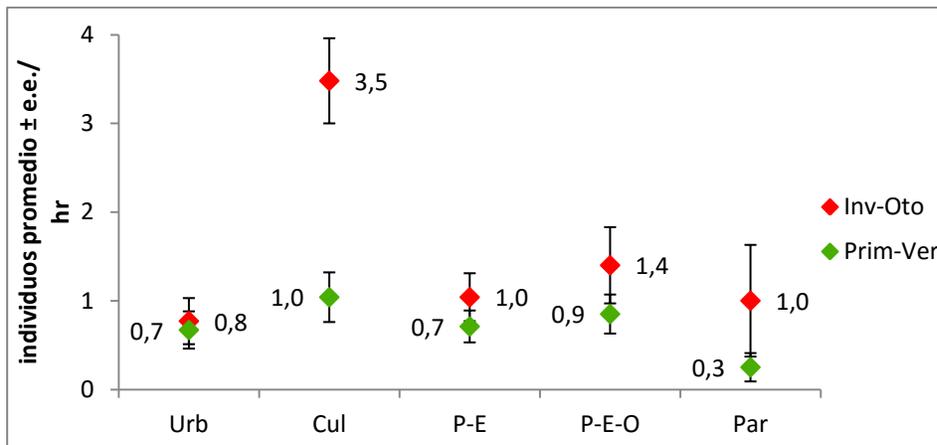


Figura 27. Valores de la abundancia promedio estacional por categoría ambiental de la comunidad de rapaces diurnas en las observaciones sobre puntos fijos. Urb= urbano, Cul= cultivo; P-E= pino-encino, P-E-O= pino-encino-oyamel y Par= páramo de altura.

Diversidad estacional por tipo de ambiente nivel comunidad. El mayor valor de diversidad de especies (H') se registró en la categoría estacional otoño-invierno (otoño-invierno: 0.42 ± 0.06 ; primavera-verano: 0.09 ± 0.04 diversidad de especies promedio), encontrando diferencias significativas entre las categorías ($F_{\text{estación}} = 8.261$, g.l.:1,42; $p < 0.05$). En las categorías ambientales, en las áreas de cultivo se registró la mayor diversidad de especies promedio (áreas urbanas: 0.24 ± 0.10 ; cultivos: 0.51 ± 0.08 ; asociaciones boscosas de pino-encino: 0.06 ± 0.04 ; pino-encino-oyamel: 0.15 ± 0.08 y páramo de altura: 0.20 ± 0.13 diversidad de especies promedio), siendo las diferencias significativas entre los ambientes ($F_{\text{ambiente}} = 4.444$, g.l.:4,42; $p < 0.05$); encontrando diferencias significativas en las comparaciones de áreas urbanas con las asociaciones boscosas de pino-encino y pino-encino-oyamel con la prueba de Tukey ($p < 0.05$; fig. 28).

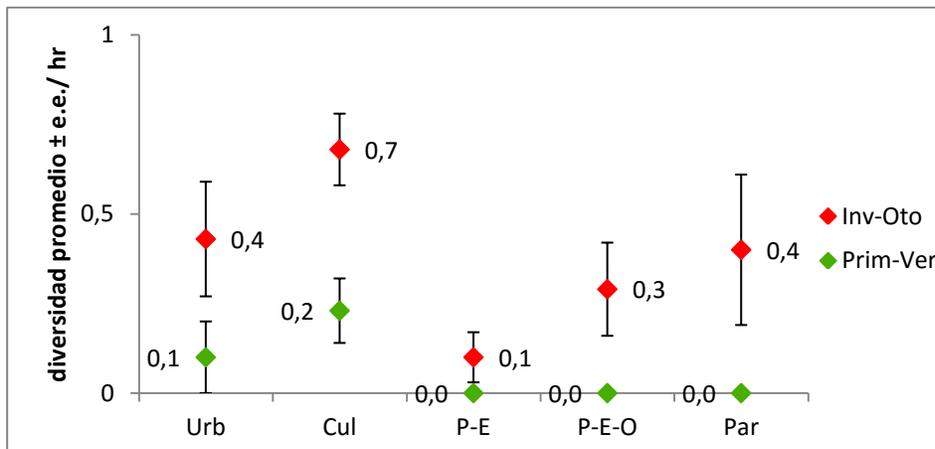


Figura 28. Valores de la diversidad de especies promedio estacional por categoría de ambiente de la comunidad de rapaces diurnas en las observaciones sobre puntos fijos. Urb= urbano, Cul= cultivo; P-E= pino-encino, P-E-O= pino-encino-oyamel y Par= páramo de altura.

Densidad estacional por tipo de ambiente nivel comunidad. El mayor valor de densidad se registró en la categoría estacional otoño-invierno (otoño-invierno: 4.75 ± 0.80 ; primavera-verano: 1.79 ± 0.29 individuos/km²), encontrando diferencias muy significativas entre las categorías ($F_{\text{estación}} = 20.991$, g.l.:1,42; $p < 0.0001$). En las categorías ambientales, en las áreas de páramo y de cultivo se registraron los mayores valores de densidad (áreas urbanas: 1.23 ± 0.30 ; cultivos: 5.27 ± 0.82 ; asociaciones boscosas de pino-encino: 2.18 ± 0.42 ; pino-encino-oyamel: 2.66 ± 0.60 y páramo de altura: 7.69 ± 4.03 individuos/km²), siendo las diferencias marginalmente significativas entre los ambientes ($F_{\text{ambiente}} = 2.333$, g.l.:4,42; $p = 0.071$); no encontrando diferencias significativas entre los pares de comparaciones con la prueba de Tukey (fig. 29).

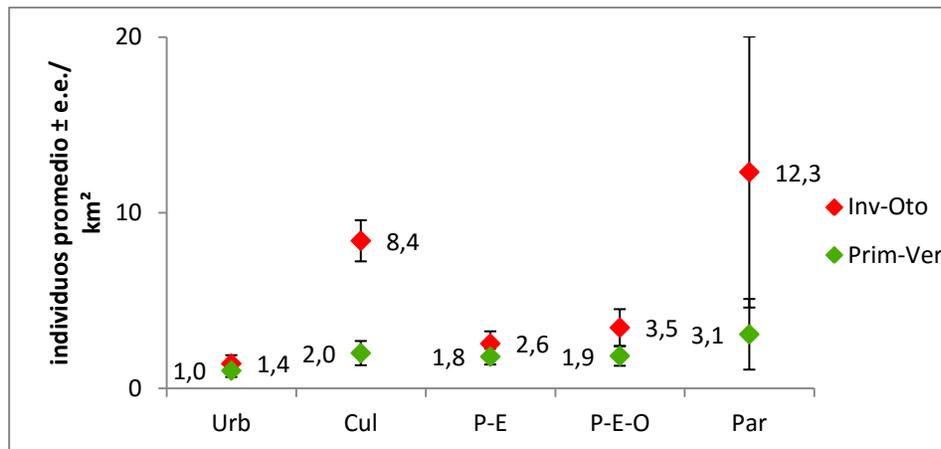


Figura 29. Valores de la densidad promedio estacional por categoría de ambiente de la comunidad de aves rapaces diurnas en las observaciones sobre puntos fijos. Urb= urbano, Cul= cultivo; P-E= pino-encino, P-E-O= pino-encino-oyamel y Par= páramo de altura.

Densidad por especie. Considerando a las especies relevantes por su ocurrencia y abundancia; para el aguililla cola roja *B. jamaicensis*, el mayor valor de la densidad promedio se registró en la categoría estacional otoño-invierno (otoño-invierno: 1.33 ± 0.24 ; primavera-verano: 0.67 ± 0.16 individuos/km²), no encontrando diferencias significativas entre las categorías ($F_{\text{estación}} = 1.519$, g.l.:1,42; $p > 0.05$). En las categorías ambientales, en la asociación boscosa de pino-encino-abies seguida de pino-encino, se registraron los mayores valores de densidad (áreas urbanas: 0.12 ± 0.07 ; cultivos: 1.08 ± 0.29 ; asociaciones boscosas de pino-encino: 1.28 ± 0.31 ; pino-encino-oyamel: 1.99 ± 0.45 y páramo de altura: 0 ± 0 individuos/km²), no existiendo diferencias significativas entre los ambientes ($F_{\text{ambiente}} = 2.036$, g.l.:4,42; $p > 0.05$; fig. 30).

Para el cernícalo americano *F. sparverius* la mayor densidad se registró en la temporada de migración (otoño-invierno: 1.49 ± 0.53 ; primavera-verano: 0.64 ± 0.24 individuos/km²), siendo las diferencias significativas entre las temporadas ($F_{\text{estación}} = 4.689$, g.l.:1,42; $p < 0.05$). En el páramo de altura y las áreas de cultivo se registraron los mayores valores de densidad (áreas urbanas: 0.28 ± 0.15 ; cultivos: 1.67 ± 0.37 ; asociaciones boscosas de pino-encino: 0.48 ± 0.22 ; pino-encino-oyamel: 0.19 ± 0.19 y páramo de altura: 5.38 ± 3.17 individuos/km²), existiendo diferencias significativas entre los ambientes ($F_{\text{ambiente}} = 2.613$, g.l.:4,42; $p < 0.05$); encontrando diferencias marginalmente significativas en la comparación

entre el páramo del altura y la asociación boscosa pino-encino-oyamel con la prueba de Tukey ($p=0.073$; fig. 31).

El aura cabeci-roja *C. aura* solo se presentó en temporada de migración (otoño-invierno: 0.74 ± 0.19 individuos/km²), siendo las diferencias significativas entre las temporadas ($F_{\text{estación}}= 5.079$, g.l.:1,42; $p<0.01$). La mayor densidad de individuos se registró en las áreas de cultivo (áreas urbanas: 0.25 ± 0.18 ; cultivos: 2.12 ± 0.62 ; asociaciones boscosas de pino-encino: 0.43 ± 0.20 ; pino-encino-oyamel: 0.25 ± 0.17 y páramo de altura: 0 ± 0 individuos/km²), existiendo diferencias marginalmente significativas entre los ambientes ($F_{\text{ambiente}}= 2.301$, g.l.:4,42; $p=0.074$); no encontrando diferencias significativas entre los pares de comparaciones de las categorías ambientales con la prueba de Yukey ($p>0.05$; fig 32).

El verdugo americano *L. ludovicianus* fue ligeramente más abundante en la temporada de residentes (primavera-verano: 0.68 ± 0.18 ; otoño-invierno: 0.58 ± 0.18 individuos/km²), no siendo las diferencias significativas entre las temporadas ($F_{\text{estación}}= 0.378$, g.l.:1,42, $p>0.05$). El verdugo americano solo se registró en las áreas de urbanas y de cultivo; registrando la mayor densidad en esta última categoría (áreas urbanas: 0.52 ± 0.15 ; cultivos: 0.74 ± 0.20 individuos/km²), no existiendo diferencias significativas entre estos dos tipos de ambientes ($F_{\text{ambiente}}= 0.237$, g.l.:4,42; $p>0.05$; fig. 33).

Para el gavián de Cooper *A. cooperii*, la mayor densidad se registró en la temporada de migración (otoño-invierno: 0.24 ± 0.09 ; primavera-verano: 0.15 ± 0.07 individuos/km²), no siendo las diferencias significativas entre las temporadas ($F_{\text{estación}}= 0.009$, g.l.:1,42; $p>0.05$). En las áreas de cultivo se registraron los mayores valores de densidad (áreas urbanas: 0.16 ± 0.10 ; cultivos: 0.49 ± 0.20 ; asociaciones boscosas de pino-encino: 0.11 ± 0.07 ; pino-encino-oyamel: 0.06 ± 0.06 y páramo de altura: 0 ± 0 individuos/km²), no existiendo diferencias significativas entre los ambientes ($F_{\text{ambiente}}= 0.618$, g.l.:4,42; $p>0.05$; fig 34).

El gavián pecho-rufo menor *A. striatus* registró una mayor densidad de individuos en la temporada de migración (otoño-invierno: 0.22 ± 0.07 ; primavera-verano: 0.10 ± 0.05 individuos/km²), no siendo las diferencias significativas entre las temporadas ($F_{\text{estación}}= 0.160$,

g.l.:1,42, $p>0.05$). En las áreas de cultivo se registró el mayor valor de densidad (áreas urbanas: 0.04 ± 0.04 ; cultivos: 0.40 ± 0.13 ; asociaciones boscosas de pino-encino: 0.11 ± 0.07 ; pino-encino-oyamel: 0.12 ± 0.09 y páramo de altura: 0 ± 0 individuos/km²), no encontrando diferencias significativas entre las categorías ambientales ($F_{\text{ambiente}} = 0.925$, g.l.:4,42; $p>0.05$: fig 35).

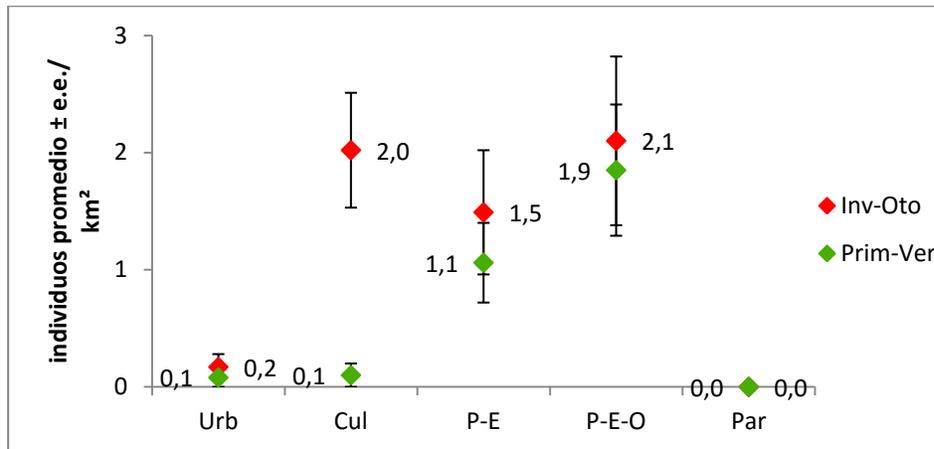


Figura 30. Valores de densidad por estación y tipo de ambiente para el aguililla cola-roja *B. jamaicensis* en las observaciones sobre puntos fijos. Urb= urbano, Cul= cultivo; P-E= pino-encino, P-E-O= pino-encino-oyamel y Par= páramo de altura.

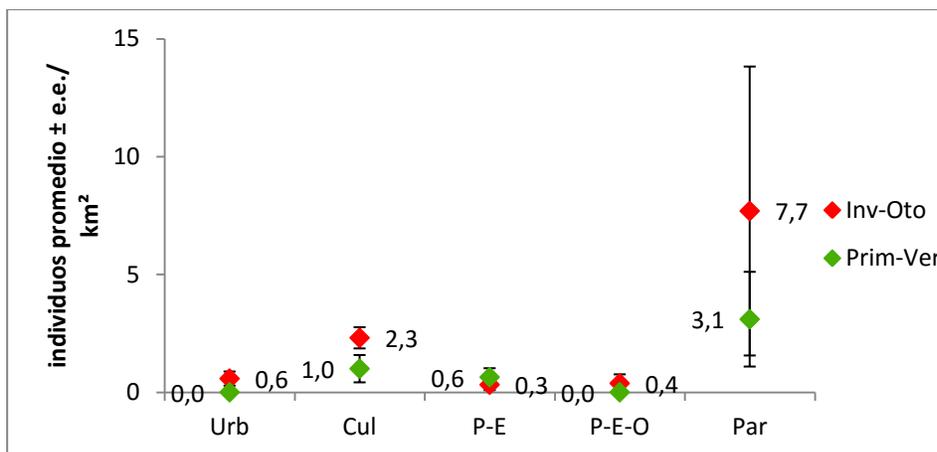


Figura 31. Valores de densidad por estación y tipo de ambiente para el cernícalo americano *F. sparverius* en las observaciones sobre puntos fijos. Urb= urbano, Cul= cultivo; P-E= pino-encino, P-E-O= pino-encino-oyamel y Par= páramo de altura.

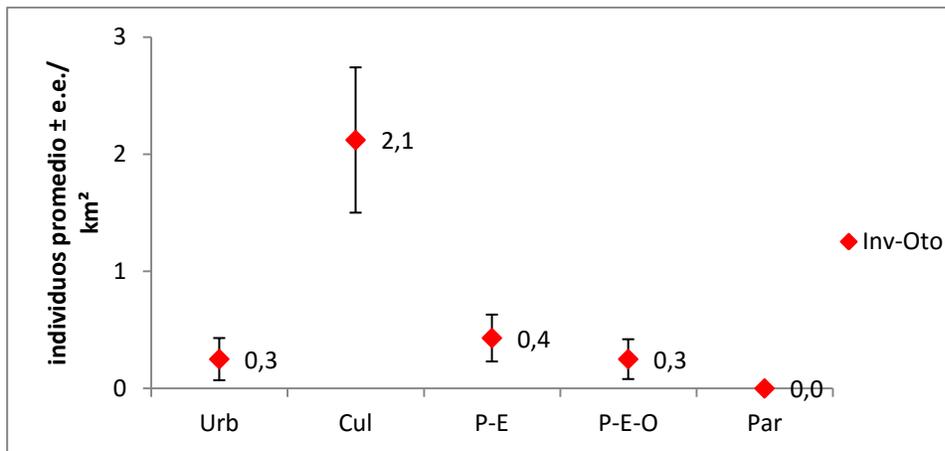


Figura 32. Valores de densidad por estación y tipo de ambiente para el aura cabeci-roja *C. aura* en las observaciones sobre puntos fijos. Urb= urbano, Cul= cultivo; P-E= pino-encino, P-E-O= pino-encino-oyamel y Par= páramo de altura.

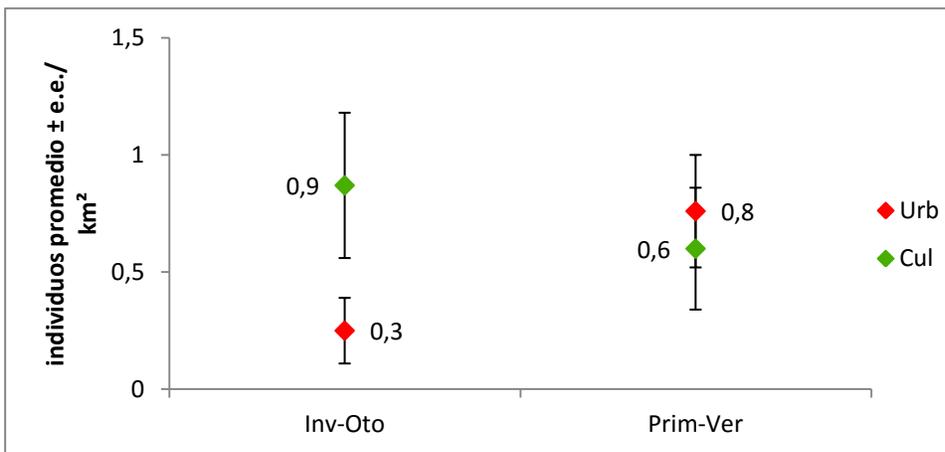


Figura 33. Valores de densidad por estación y tipo de ambiente para el verdugo americano *L. ludovicianus* en las observaciones sobre puntos fijos. Urb= urbano, Cul= cultivo; P-E= pino-encino, P-E-O= pino-encino-oyamel y Par= páramo de altura.

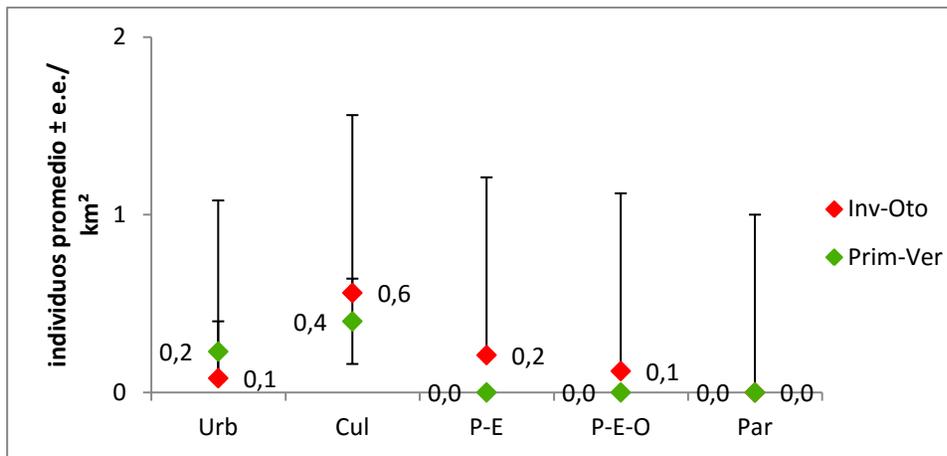


Figura 34. Valores de densidad por estación y tipo de ambiente para el gavilán de Cooper *A. cooperii* en las observaciones sobre puntos fijos. Urb= urbano, Cul= cultivo; P-E= pino-encino, P-E-O= pino-encino-oyamel y Par= páramo de altura.

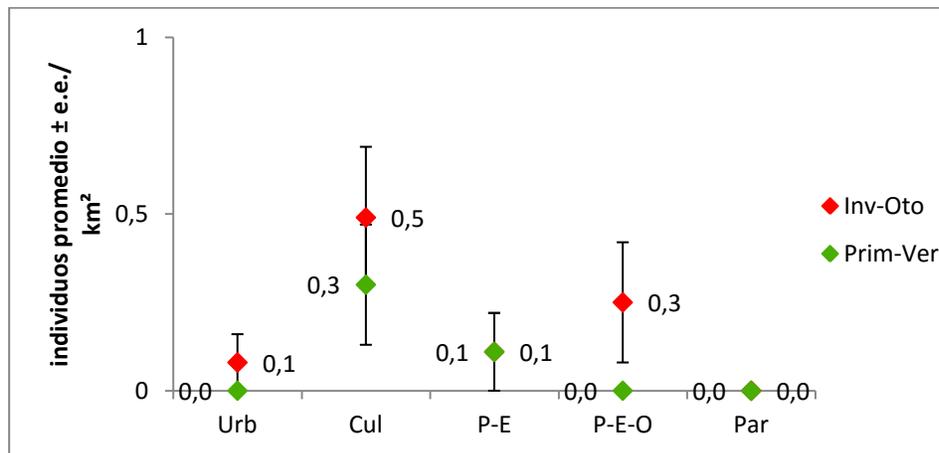


Figura 35. Valores de densidad por estación y tipo de ambiente para el gavilán pecho-rufo menor *A. striatus* en las observaciones sobre puntos fijos. Urb= urbano, Cul= cultivo; P-E= pino-encino, P-E-O= pino-encino-oyamel y Par= páramo de altura.

Similitud de especies entre comunidades.

Con la información de puntos fijos, los mayores valores de similitud en la composición de las comunidades de aves rapaces diurnas se encontraron entre las áreas urbanas, cultivos y la asociación boscosa pino-encino (Jaccard $I_j = 0.8$); las áreas de cultivo se asemejan a las áreas urbanas ($I_j = 0.8$); la asociación boscosa de pino-encino comparten más especies con las áreas urbanas ($I_j = 0.8$). Los bosques de pino-encino-oyamel tienen una similitud intermedia en la composición de especies con otras categorías ambientales. Siendo el páramo de altura quien presenta los valores más bajos de similitud de especies en las comparaciones (cuadro 15).

Cuadro 15. Valores de similitud (índice de Jaccard) de especies en cinco tipos de ambientes durante el monitoreo de observaciones sobre puntos fijos.

	Urbano	Cultivo	Pino-Encino	Pino-Encino-Oyamel	Páramo
Urbano	1	0.8	0.8	0.6	0.3
Cultivo	--	1	0.6	0.6	0.4
Pino-Encino	--	--	1	0.6	0.3
Pino-Encino-Oyamel	--	--	--	1	0.4
Páramo	--	--	--	--	1

La similitud de especies entre los cinco tipos de ambientes en el periodo de migración (otoño e invierno) muestra que las áreas urbanas se asemejan con las áreas de cultivo ($I_j = 1.0$); los bosques de pino-encino con las áreas urbanas y de cultivo ($I_j = 0.8$). Las otras categorías ambientales presentan valores más bajos en la similitud; siendo el páramo de altura quien representa los valores más bajos de similitud (cuadro 16).

Cuadro 16. Valores de similitud de especies en cinco tipos de ambientes en la temporada de migración.

	Urbano	Cultivo	Pino-Encino	Pino-Encino-Oyamel	Páramo
Urbano	1	1.0	0.8	0.6	0.3
Cultivo	--	1	0.8	0.6	0.3
Pino-Encino	--	--	1	0.6	0.3
Pino-Encino-Oyamel	--	--	--	1	0.4
Páramo	--	--	--	--	1

En la temporada de residentes (primavera y verano), los valores del índice de similitud

de la composición de las especies fueron bajos, no siendo mayores a un 40% de similitud ($I_j=0.4$; cuadro 17).

Cuadro 17. Valores de similitud de especies en cinco tipos de ambientes en la temporada de residentes o época reproductiva (primavera y verano) durante el monitoreo sobre puntos fijos.

	Urbano	Cultivo	Pino-Encino	Pino-Encino-Oyamel	Páramo
Urbano	1	0.4	0.2	0.3	0.0
Cultivo	--	1	0.4	0.1	0.1
Pino-Encino	--	--	1	0.3	0.3
Pino-Encino-Oyamel	--	--	--	1	0
Páramo	--	--	--	--	1

En dos tipos de ambientes, áreas modificadas y naturales, y en dos temporadas, migración y residentes, la similitud de la composición de las especies fue baja, encontrando los mayores valores de similitud en las zonas modificadas (valor máximo $I_j=0.6$; cuadro 18).

Cuadro 18. Valores de similitud de especies entre dos ambientes, modificados y naturales; y dos temporadas, migración y residencia, durante el monitoreo sobre puntos fijos.

		Modificado		Natural	
		Migratorias	Residentes	Migratorias	Residentes
Modificada	Migratorias	1	0.6	0.6	0.5
	Residentes	---	1	0.5	0.4
Natural	Migratorias	---	---	1	0.4
	Residentes	---	---	---	1

Biomasa de las especies de rapaces diurnas

Al analizar los patrones de biomasa de las especies de rapaces diurnas registradas de acuerdo al gremio alimentario al que pertenecen o fueron asignadas (carroñeros, mamíferos-insectos, mamíferos-aves, aves, mamíferos-reptiles); la mayor biomasa se registró para el gremio de las especies que consumen en mayor proporción mamíferos y reptiles; y la menor para el grupo de los consumidores de mamíferos-aves (90.4 kg y 0.8 kg).

En los dos tipos de ambientes, modificados y naturales, se registró una mayor biomasa en la temporada de migración (migratoria-modificado=82.7 kg y migratorias-natural=55 kg; fig. 36).

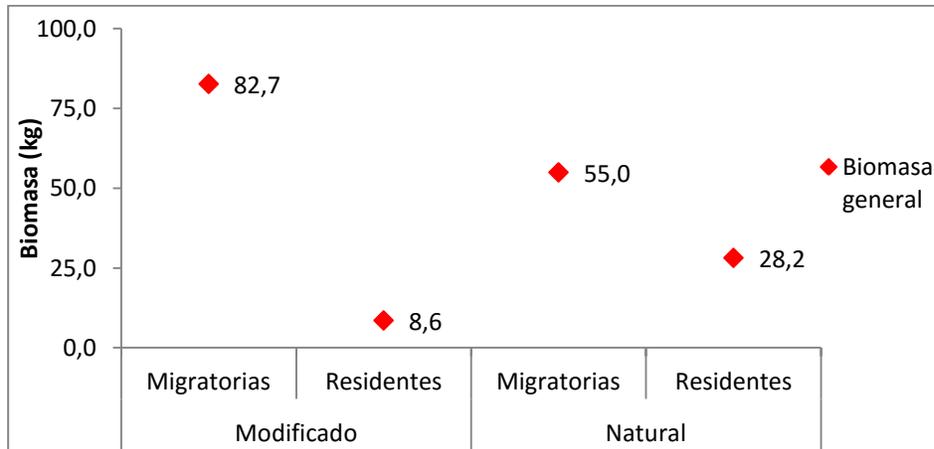


Figura 36. Representación de la biomasa general por tipo de ambiente y temporada de año, datos obtenidos de la metodología de observaciones sobre puntos fijos.

El gremio de los carroñeros, representado por el aura cabeci-roja *C. aura*, sólo se registró en la temporada de migración en los dos ambientes; siendo mayor la biomasa en los ambientes modificadas (migratorias-modificado=50 kg y migratoria-natural=12 kg; fig. 37).

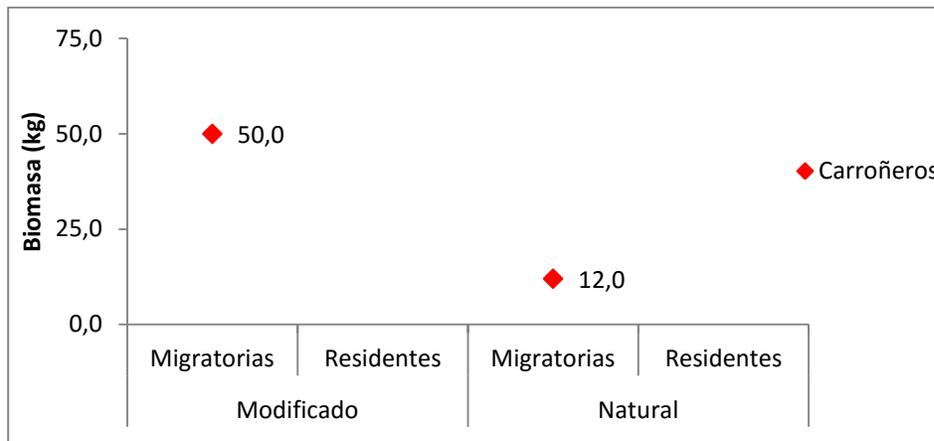


Figura 37. Representación de la biomasa para el gremio de los carroñeros, aura cabeci-roja, en dos tipos de ambientes y dos temporadas.

El gremio mamíferos-insectos, *E. leucurus*, *F. sparverius* y *L. ludovicianus*, tuvo una mayor biomasa en los ambientes modificados; siendo mayores los valores en la temporada de migración (migratorias-modificado=4.1 kg y migratoria-natural=1.3 kg; fig 38).

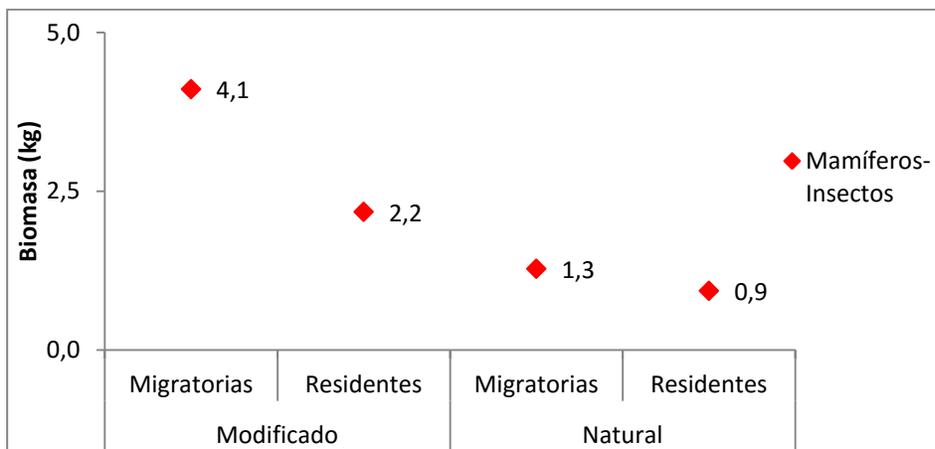


Figura 38. Representación de la biomasa para el gremio de las especies que consumen mamíferos e insectos, milano de cola-blanca, cernícalo americano y el verdugo americano, en dos tipos de ambientes y dos temporadas.

El gremio mamíferos-aves, *C. cyaneus*, solo registró biomasa en los ambientes naturales y en la época de migración (migratorias-natural=0.8 kg; fig. 39).

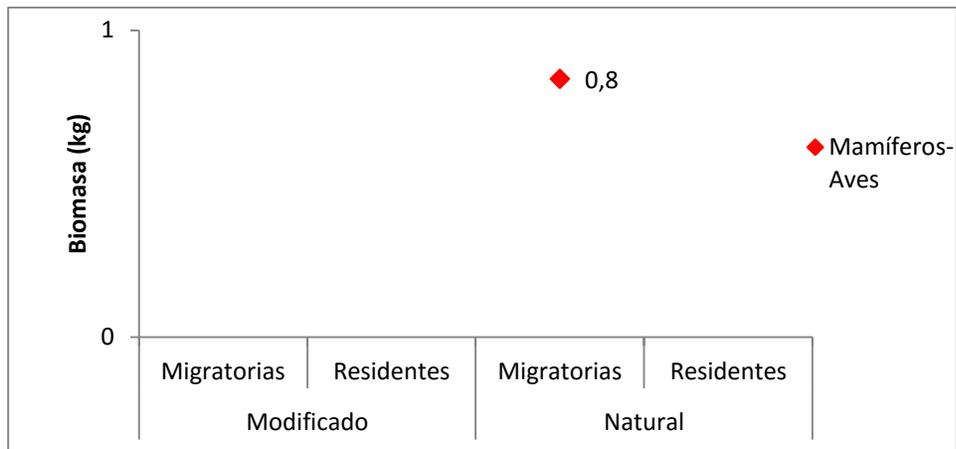


Figura 39. Representación de la biomasa para el gremio mamíferos-aves, aguililla rastrea, en dos tipos de ambientes y dos temporadas.

El gremio de los depredadores de aves, *A. striatus*, *A. cooperii*, *F. peregrinus* y *F. columbarius*, presentó una mayor biomasa en los ambientes naturales en la temporada de migración (migratorias-natural=4.7 kg); en los ambientes modificados se registró en la temporada de residentes (residentes-modificado= 4.2 kg; fig. 40).

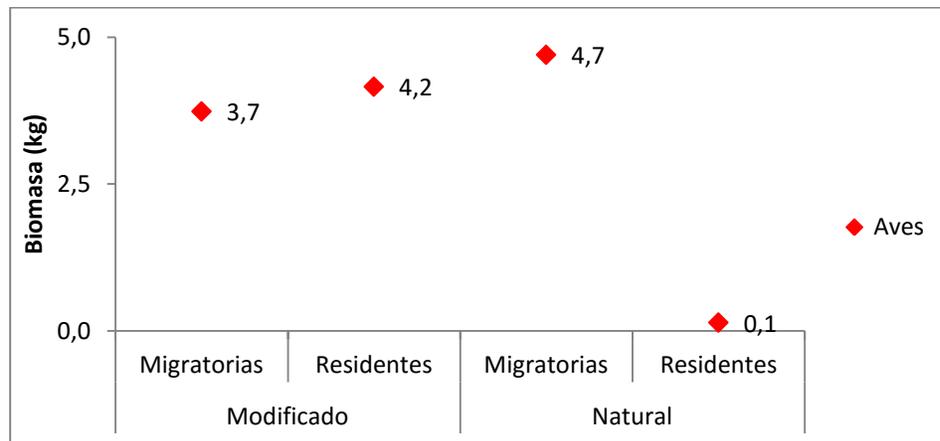


Figura 40. Representación de la biomasa para el gremio de las especies ornitófas, gavilán pecho-rufa menor, gavilán de Cooper, halcón esmerejón y halcón peregrino, en dos tipos de ambientes y dos temporadas.

El gremio de los consumidores de mamíferos y reptiles, *B. jamaicensis*, registró su mayor biomasa en ambos ambientes en el periodo de migración (migratorias-modificado=24.9

kg y migratorias-natural=36.2 kg; fig. 41).

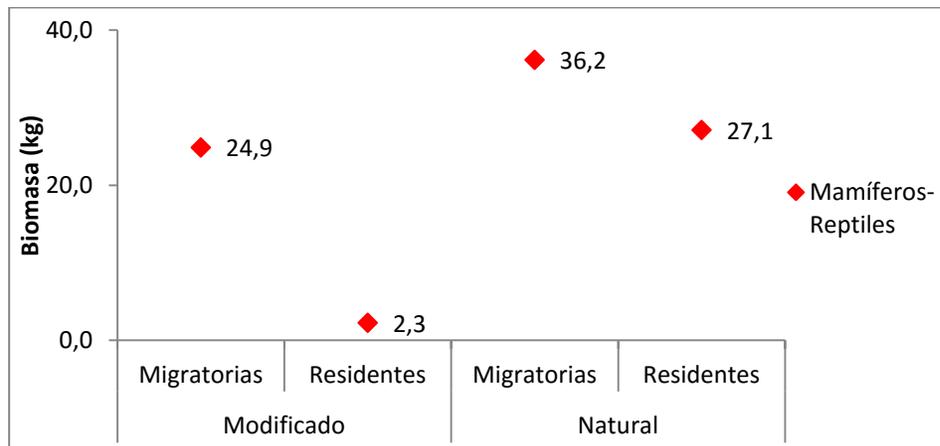


Figura 41. Representación de la biomasa para el gremio de los consumidores de mamíferos y aves, aguililla cola-roja, en dos tipos de ambientes y dos temporadas.

DISCUSIÓN

En este estudio se registraron 10 especies de aves rapaces diurnas, siete residentes (*E. leucurus*, *A. striatus*, *A. cooperii*, *B. jamaicensis*, *F. sparverius*, *F. peregrinus* y *L. ludovicianus*) y tres visitantes de invierno (*C. aura*, *C. cyaneus* y *F. columbarius*). A nivel Parque Nacional se registraron cuatro nuevas especies (*E. leucurus*, *A. striatus*, *F. columbarius* y *F. peregrinus*); a nivel estado se registraron dos nuevas especies de rapaces (*F. columbarius* y *F. peregrinus*).

El área de estudio se localiza en la parte centro-oriente de México, por lo que dentro de una región que presenta un clima templado se registraron 10 especies de aves rapaces diurnas. Navarro (1992) en una región de estudio de climas húmedos y xéricos en Guerrero, reportó siete especies, siendo tres las especies compartidas (aura cabeci-roja, aguililla cola-roja y el cernícalo americano). Rodríguez-Estrella (1997) en una región de desierto con matorral xerófilo en Baja California Sur, registró 13 especies de rapaces, siendo nueve las especies que se comparten con lo registrado en este estudio (aura cabeci-roja, milano de cola-blanca, aguililla rastrea, gavián pecho-rufo menor, gavián de Cooper, aguililla cola-roja, cernícalo americano, halcón esmerejón y el halcón peregrino). Vázquez-Pérez *et. al.* (2009) en una región tropical en Chiapas, reportó 16 especies de rapaces diurnas, siendo dos las especies compartidas (aura-cabeci-roja y el aguililla cola-roja). Rodríguez-Estrella (2007) en una región de desierto de Baja California Sur, registró cinco especies de rapaces diurnas en la época reproductiva, siendo tres las especies compartidas (aura cabeci-roja, aguililla cola-roja, y el cernícalo americano). González-Valdivia (2012) en una región tropical en Tabasco, reportó 11 especies de aves rapaces diurnas, siendo el halcón peregrino la única especie en común con nuestra área de estudio. Vannini (1989) en una región tropical de Guatemala, reportó 21 especies, siendo nueve especies las compartidas entre las dos regiones (aura cabeci-roja, aguililla rastrea, milano de cola-blanca, gavián de pecho-rufo menor, gavián de Cooper, aguililla cola-roja, cernícalo americano, halcón esmerejón y el halcón peregrino). Thiollay (1996) en regiones tropicales y templadas de Colombia, Venezuela y Ecuador, registró 46 especies, siendo solo tres especies las compartidas entre las regiones (aura cabeci-roja, milano de cola-blanca y el cernícalo americano). Goldstein & Hobbitt (2004) en una región árida en

Argentina, reportaron 10 especies, siendo tres las especies compartidas entre las zonas (aura cabeci-roja, milano de cola-blanca y el cernícalo americano). Jensen *et al.* (2005) en una región de humedales en Venezuela, reportó 28 especies de rapaces diurnas, siendo tres las especies compartidas entre las regiones (milano de cola-blanca, cernícalo americano y el halcón peregrino). Filloy & Bellocq (2007) en una región templada en Argentina, registraron 10 especies de rapaces diurnas, siendo dos las especies compartidas entre las zonas (milano de cola-blanca y el cernícalo americano). Zurita & Bellocq (2007) en una región semidecidual de Argentina y Paraguay, registraron 13 especies, siendo dos especies las compartidas entre las regiones (aura cabeci-roja y el cernícalo americano). Carrete *et al.* (2009) en una región neotropical de Argentina, registraron 29 especies, siendo cuatro las especies compartidas entre las regiones (aura cabeci-roja, milano de cola-blanca, cernícalo americano y el halcón peregrino).

Se ha reportado que las especies especialistas son especies muy susceptibles ante los cambios en el ambiente y tienden a utilizar ambientes constantes; por otro lado, las especies generalistas son especie con rangos de distribución más amplios que pueden adaptarse a cambios en el ambiente (Brouat *et al.* 2004; Rodríguez-Estrella *et al.* 1998). En cuanto a rapaces, se sabe que las especies de las regiones de clima templado son generalistas ya que toleran los cambios en el ambiente encontrando algún tipo de beneficio; por otro lado, las especies de climas tropicales son especies especialistas, que se muestran vulnerables antes las modificaciones en los ambientes (Thiollay 1996; Zurita & Bellocq 2007). Se puede observar que la región del área de estudio comparte la mayoría de las especies con regiones de desierto. Al ser comparadas con las regiones de clima tropical, el número de especies en estas últimas es mayor y solo se comparten las especies con rangos de distribución más amplios, especies que se benefician de las modificaciones en el hábitat (p. ej. el cernícalo americano, aura cabeci-roja; Rodríguez-Estrella *et al.* 1998; Zurita & Bellocq 2007). El área de estudio donde se localiza el Parque Nacional La Malinche, es una zona pobre en cuanto a la riqueza de especies de rapaces diurnas; en las comparaciones, se observa un mayor número de especies compartidas con zonas de desierto y en comparación con regiones tropicales, solo se comparten las especies con mayores rangos de distribución o las especies mejor adaptadas a

las modificaciones en el ambiente, las especies generalistas. Las especies de bosques tropicales que se han registrado como buenas indicadoras de la calidad del hábitat son el aura rey *Sancoramphus papa*, milano plumizo *Ictinea plumbea*, el halcón selvático mayor *Micrastur semitoquatus*, halcón selvático menor *M. ruficollis*, y el halcón murcielaguero *F. ruficularis* (Thiollay 1989; Zurita & Bellocq 2007).

Es el presente estudio se encontraron los mayores valores de riqueza de especies, abundancia de individuos y diversidad en la temporada de migración (otoño e invierno) en los ambientes modificados.

Se ha reportado que las especies de rapaces muestran respuestas variadas ante las distintas transformaciones en el hábitat (Thiollay 1996; Rodríguez-Estrella 1998; Filloy & Bellocq 2007; Zurita & Bellocq 2007; Tinajero y Rodríguez-Estrella 2012). Dichas respuestas se reflejan en los valores de la riqueza y abundancia de las especies (Carrete et al. 2009). De las tres especies más abundantes y que se presentaron a lo largo del año, para el aguililla cola-roja no se encontró algún tipo de efecto en la abundancia relativa con relación en los tipos de ambientes y las estaciones del año. Aunque no hubo diferencias, la tendencia de los registros fue la de ser mayor en los ambientes modificados en las estaciones de otoño e invierno; pero en primavera-verano, el valor de la abundancia en los ambientes naturales fue mayor que en los modificados. Para el cernícalo americano, se encontró un aparente efecto positivo en la abundancia relativa para las estaciones de otoño e invierno, y no hubo algún tipo de efecto entre los tipos de ambientes; la tendencia de la abundancia fue la de ser mayor en los ambientes modificados en las estaciones de otoño e invierno, y disminuir para primavera-verano. Para el verdugo americano, se encontró un efecto positivo en la abundancia de los ambientes modificados pero no en las estaciones, la tendencia de la abundancia fue la de ser mayor en los ambientes modificados.

La variación de los valores de la abundancia en el otoño e invierno se debe a que es la época de migración de las especies; es decir el Parque Nacional La Malinche parece ser un sitio de paso o hibernación. La disminución que se refleja en las estaciones de primavera y verano se debe básicamente a que las especies migratorias abandonan el área, únicamente

quedando los individuos residentes, que usan el área para reproducirse. Para el parque, se han registrado 27 especies de aves migratorias, paseriformes sobre todo, que usan el área como sitio de descanso, forrajeo y refugio (Windfield 2005; Fernández *et al.* 2007).

El aguililla cola-roja presentó una mayor abundancia relativa en los ambientes naturales que los modificados en la primavera y verano, lo que coincide con lo publicado para la especie en el desierto de Baja California Sur (Rodríguez-Estrella *et al.* 1998, Tinajero & Rodríguez-Estrella 2012). Lo anterior parece deberse a que esta especie anida en horcaduras de árboles de gran tamaño dentro de zonas boscosas y acantilados (Ferguson-Lees & Christie 2004), mismos que se presentan en los sitios no modificados, naturales. Los mamíferos y reptiles son los principales grupos de organismos en los que forrajea esta aguililla. Estos grupos de presas podrían estar más disponibles en los ambientes modificados, sobre todo en el otoño e invierno. El cernícalo americano está presente de manera similar en ambientes naturales y en los modificados, probablemente debido a que es una especie que puede anidar tanto en estructuras naturales como artificiales, y por el tipo de presas de las que se alimenta, sobre todo en zonas abiertas. Los principales grupos de organismos en los que forrajea este halcón son los mamíferos e insectos, los que al parecer se encuentran en mayores cantidades en los ambientes modificados durante la temporada de migración (Ferguson-Lees & Christie 2004; Tinajero & Rodríguez-Estrella 2013). El verdugo americano se registró en zonas modificadas, principalmente en la zona de transición entre áreas urbanas y de cultivo, mostrando la misma tendencia en la abundancia relativa de ser mayor en la época de migración. En los Estados Unidos de Norteamérica y en Canadá sus poblaciones reproductoras han disminuido y es catalogada como una especie amenazada debido a la pérdida y transformación del hábitat (Yosef 1996), donde usa ambientes naturales como áreas de mezquite y pastizales nativos, evitando áreas de cultivo (Lloyd *et al.* 1998; Collister 2007). Los principales grupos alimenticios para el verdugo americano son los mamíferos e insectos. Es una especie residente que seguramente se reproduce en la zona, donde usa las zonas modificadas.

Con respecto a las especies menos abundantes que presentaron registros en la temporada de migración (otoño-invierno), el aura cabeci-roja que se alimenta de carroña,

mostró un aparente efecto positivo en su abundancia relativa en los ambientes modificados. En la temporada de migración los registros para esta especie son bajos además de no estar presente a lo largo de todo el año. Estos resultados son contrarios a lo encontrado en ambientes modificados en Baja California Sur (Rodríguez-Estrella 1998), donde hay una gran y mayor abundancia del aura en ambientes modificados que en los naturales, sobre todo en el invierno. A la especie se le ha encontrado presente a lo largo del año en zonas de cultivo de Guatemala (Vannini 1989). Es una especie catalogada como común y abundante en la región Andina de Colombia, Venezuela y Ecuador usando ambientes modificados (Thiollay 1996). Las dos especies de gavilanes (*A. striatus* y *A. cooperii*), son especies exclusivamente onitófagas, y en general el número de registros para ambas especies fueron bajos. Lo anterior puede deberse por una parte a que parece ser una especie poco común en la zona de estudio, y por la otra a la dificultad para detectarlas al ser especies que habitan zonas con alta cobertura, como bosques y zonas arboladas (Reynolds 1982). Aunque el mayor número de registros de estas dos especies de *Accipiter* fue en la temporada de migración, también existieron contactos para la temporada de residencia. Vannini (1989) durante dos años de monitoreo en Guatemala, registró al gavilán de Cooper en cuatro ocasiones, mientras que tuvo cinco contactos del gavilán pecho-rufo menor. Aunque se sabe que son especies de bosque, en este estudio se registraron en muy pocas ocasiones en zonas urbanas, presentando una mayor frecuencia en zonas de cultivo (con conducta de forrajeo). El aguililla rastrera, *Circus cyaneus*, es una especie que consume mamíferos y aves, y la mayor parte de los avistamientos se registraron en las zonas de cultivo y cultivos abandonados con presencia de pastos. Thiollay (1996) en la región de los Andes en los países de Colombia, Ecuador y Venezuela registró a las especies sudamericanas en pastizales y praderas (*C. cinereus* y *C. buffoni*); se ha observado que esta especie utiliza en la zona de estudio áreas modificadas, principalmente campos con pastizales durante la temporada de migración. El halcón esmerejón (*F. columbarius*), especie onitófaga, se registró en siete ocasiones, cinco de los registros fueron en zonas de cultivo perchado sobre árboles secos o con poca densidad foliar. El halcón peregrino (*F. peregrinus*), de hábitos onitófagos, se registró en seis ocasiones, cinco avistamientos fueron en zonas naturales. Se ha reportado que este halcón prefiere zonas accidentadas y acantilados para anidar e incluso se ha reportado utiliza zonas modificadas para forrajear y reproducirse (Cade *et al.* 1996;

Monteagudo *et al.* 1999; Grosselet 2001; Urbina-Torres *et al.* 2009). En la zona de estudio existen zonas rocosas y acantilados, pero no se observó la presencia de algún nido o individuos con conducta reproductiva. El milano de cola-blanca (*E. leucurus*) se registró en cinco ocasiones durante el monitoreo, confirmando su presencia en la primavera del 2013 al usar un área de cultivo. Se ha reportado que *E. leucurus* se beneficia de ambientes modificados tales como pastizales y áreas de cultivo (Rodríguez-Estrella *et al.* 1995; Thiollay 1996; Leveau *et al.* 2002; Leveau & Leveau 2002; Filloy & Bellocq 2007). Es probable esta especie esté experimentando una expansión en su rango de distribución en el estado de Tlaxcala utilizando las áreas de cultivo (Howell & Webb 1995).

La abundancia relativa en este estudio para el aguililla cola-roja en los ambientes modificados (13.6 aves/100 km) y en ambientes naturales (5.3 aves/100 km) hasta ahora son los valores más bajos registrados, comparados con valores reportados en la estación de invierno en áreas agrícolas de California (50 aves/100 km; Mc Crary *et al.* 1985), en áreas naturales del desierto Sonorense también en invierno (19 aves/100 km; Marin & Schmitt 1996), y comparado también con los valores de la temporada de migración (otoño-invierno) en ambientes fragmentados y naturales de Baja California Sur (fragmentados: 35.5 aves /100km; naturales: 14.66 aves /100km; Tinajero & Rodríguez-Estrella 2013). Para el cernícalo americano, la abundancia relativa en este estudio para los ambientes modificados (27.7 aves/100 km) y naturales (6.45 aves/100 km) fueron menores comparados con los valores registrados durante el invierno en áreas de agricultura en California (70 aves/100 km; Mc Crary *et al.* 1985), con el valor registrado durante el invierno en áreas del desierto Sonorense (10 aves/100 km; Marin & Schmitt 1996); y con valores registrados durante la época de migración en ambientes fragmentados y naturales de Baja California Sur (fragmentados: 43.52 aves/100 km; naturales: 42.44 aves/100 km; Tinajero & Rodríguez-Estrella 2013).

La abundancia relativa en este estudio para el cernícalo americano en los dos ambientes durante el monitoreo (de noviembre de 2011 a febrero de 2013; modificados: 21.23 aves/100 km; naturales: 6.13 aves/100 km) fueron mayores a los valores registrados en poco más de un año de monitoreo (de diciembre de 1998 a enero de 1999) en la región de las Pampas en Argentina (modificado: 1.33 aves/100 km; natural: 2.29 aves/100 km; Goldstein & Hibbitts

2004).

Para el aura cabeci-roja, la abundancia relativa en los ambientes naturales durante el monitoreo (4.1 aves/100 km) fue menor al registrado en los ambientes naturales de la región de las Pampas en Argentina (9.02 aves/100 km; Goldstein & Hibbitts 2004).

Se encontró en nuestro estudio que el gavián de Cooper, el aguililla cola-roja y el cernícalo americano son especies que se reproducen en la zona. Se observó un nido activo del gavián de Cooper en un oyamel (*Abies religiosa*); se observaron individuos adultos de aguililla cola-roja periódicamente en la temporada reproductiva sobrevolando y haciendo despliegues de defensa del territorio en una área boscosa; posteriormente, se escuchó por ocho días el sonido de un pollo hasta que lo vimos volar por el área. Para el cernícalo americano, además de registrar a la especie en la temporada reproductiva, se registró una pareja copulando sobre un pino (*Pinus* spp.) de 20 metros de altura el día cinco de febrero de 2013; tres meses después, el día siete de mayo, se registró a un individuo juvenil perchado y sobrevolando una zona boscosa de pino-encino, sitio cercano de donde se observó a la parjea copulando. Por lo anterior, uno de los aportes de esta tesis, permite que se sugiera se actualice el estatus de distribución del gavián de cooper y el cernícalo americano, pasándolos de visitantes de invierno a residentes reproductores (Howell y Webb 1995; Fernández *et al.* 2007).

En el recorrido de transectos se registraron nueve especies de aves rapaces diurnas y en las observaciones sobre puntos fijos 10 especies. El hallazgo más sobresaliente fue el del milano de cola-blanca que se registró en un área de cultivo con la metodología de observación de puntos fijos. El gavián pecho-rufo menor, solo se registró en los ambientes modificados en el recorrido de transectos, pero en los puntos fijos de observación se registró en los dos ambientes. El halcón peregrino, se registró en los transectos en los ambientes naturales, y en los dos ambientes en observaciones de puntos fijos. El verdugo americano, se registró en los transectos en los dos ambientes, mientras que en las observaciones sobre puntos fijos solo en ambientes modificados. Por lo anterior, estos dos métodos en conjunto sirven para evaluar de mejor manera la distribución de las especies. El recorrido sobre transectos sirve para realizar evaluaciones rápidas y su ventaja es la de recorrer distintos tipos de ambientes en un mismo

periodo de tiempo (Bibby & Burgess 1992). Las observaciones sobre puntos fijos sirven para evaluar tipos de ambientes específicos y su ventaja es que facilita la observación de especies pequeñas, difíciles de ver o dependientes al ambiente a observar (p.ej. zonas de cobertura boscosa). Se recomienda por tanto que ambas metodologías se utilicen en los estudios de aves rapaces en ambientes modificados y naturales.

Se necesitan más estudios, estudios más intensivos, y estudios con diferentes técnicas de monitoreo, para entender la manera en que los individuos tanto residentes y migratorios utilizan los diferentes tipos de ambientes a lo largo del año y así conocer cómo se organizan las poblaciones de rapaces en la temporada de reproducción y migración, cuando coinciden las dos poblaciones; es por esto que se deben usar técnicas de marcaje, radio telemetría o telemetría satelital para evaluar movimientos, preferencias en el uso de ambientes y las distancias de sus movimientos, pudiendo aprovecharse, en el caso de la radio telemetría para la localizar nidos en la temporada reproductiva. En el caso de las especies menos abundantes, de menor tamaño o que presentan dificultad para ser detectadas debido a una mayor dependencia a las zonas boscosas, podemos concluir que las dos técnicas empleadas son necesarias y complementarias para una mejor evaluación tanto de las especies como de los ambientes. En el área de estudio, además se observó una aparente sincronía entre la temporada de migración y el periodo de cosecha de los cultivos; en las zonas de cultivo se practica “el cultivo de temporal” y el tipo de grano dominante es el maíz (*Zea mays*); en la temporada en que el maíz alcanzó la mayor altura, que es en la época reproductiva de las especies, el número de contactos con las aves fue bajo, probablemente siendo un factor aditivo negativo la altura del maíz, debido a la dificultad que presenta para forrajear. En el periodo de cosecha, el cultivo es retirado o agrupado, dejando una mayor superficie expuesta, así como al dejar disponible más área y sus especies presa para el forrajeo de las rapaces en general.

Recomendaciones para la conservación de especies

En México las rapaces experimentan diversos problemas que afectan sus poblaciones, uno de los principales es el cambio de uso de suelo, la pérdida de bosques, la fragmentación, inclusive la modificación de áreas de cultivos para construcción de viviendas- Afectan las

malas y prontas decisiones que se toman sin algún tipo de estudio previo; o por lo menos sin conformar algún listado de las especies que están presentes en la región. Se sabe que el uso de pesticidas afecta sus poblaciones hasta orillarlas a su extinción (Mineau *et al.* 1999). El tráfico ilegal, la cacería e incluso la práctica de la cetrería clandestina es otro factor negativo (Whittington-Jones 2004); la electrocución es otro problema que afecta a las rapaces de manera global (Lasch *et al.* 2010; Jean-Luc *et al.* 2006). Las poblaciones residentes son las que se encuentran mayormente afectadas ya que experimentan de manera constante los daños a lo largo del año. Para las aves migratorias, el principal problema es que dentro de su ruta de migración deben atravesar México, ya sea usando la zona de paso o para hibernar. Al sacar de la naturaleza a un individuo adulto, se afecta a toda su población ya que se descompleta una pareja potencialmente reproductiva y disminuyendo a su vez la variabilidad genética de la especie. Incluso los centros poco éticos de cría de rapaces afectan las poblaciones al extraer pollos de nidos salvajes e involucrarlos en sus instalaciones como resultado del éxito reproductivo en cautiverio.

El Parque Nacional La Malinche, en una región de importancia para las rapaces, ya que es la única zona boscosa que actúa como una isla dentro de una matriz con ambientes modificados. En la zona se registraron cuatro especies con estatus de protección especial (gavilán pecho-rufo menor, gavilán de Cooper, aguililla cola-roja y el halcón peregrino; NOM-059-SEMARNAT-2010), dos de estas especies se reproducen en la zona. Se aconseja para la zona el realizar estudios sobre la presencia de pesticidas ya sea en las aves rapaces o en sus presas potenciales, para evaluar el grado de intoxicación y el cómo este afecta a las poblaciones tanto residentes como migratorias. Tal vez para su conservación se requiere el que los dos estados involucrados (Puebla y Tlaxcala) trabajen en conjunto en el frenado de la deforestación y lograr la conservación de los ambientes. Así como hacer presión a los gobiernos de los estados y sus respectivas coordinaciones de ecología para que en cualquier toma de decisiones que se quiera llevar a cabo dentro del Parque Nacional La Malinche, se involucre a personas con experiencia.

CONCLUSIONES

En general se registraron 10 especies de rapaces diurnas, *C. aura*, *E. leucurus*, *C. cyaneus*, *A. striatus*, *A. cooperii*, *B. jamaicensis*, *F. sparverius*, *F. columbarius*, *F. peregrinus* y *L. ludovicianus*, en 654 avistamientos. *B. jamaicensis* y *F. sparverius* fueron las especies más abundantes. A nivel de Parque Nacional, se registraron cuatro nuevas especies de rapaces diurnas, *E. leucurus*, *A. striatus*, *F. columbarius* y *F. peregrinus*, así como al cuervo común *Corvus corax*. A nivel estado, Tlaxcala, se encontraron tres nuevos registros de especies *F. columbarius*, *F. peregrinus* y *C. corax*. Siete especies residentes, *E. leucurus*, *A. striatus*, *A. cooperii*, *B. jamaicensis*, *F. sparverius*, *F. peregrinus* y *L. ludovicianus*; y tres migratorias *C. aura*, *C. cyaneus* y *F. columbarius*.

En los recorridos sobre transectos se registraron nueve especies de rapaces diurnas en 398 avistamientos, 81% de los avistamientos se reportaron en los ambientes modificado, faltando de registrar a *F. peregrinus*; y el 19 % de los registros en los ambientes naturales, no registrando a *A. striatus*. *F. sparverius* fue la especie más abundante en ambos ambientes, 39 % en ambientes modificados, y 36.8 % en ambientes naturales. *E. leucurus* no se registró en esta metodología.

En los conteos sobre puntos fijos se registraron las 10 especies rapaces diurnas en 237 avistamientos; 68.8 % de los registros corresponden a la temporada de migración y el 31.2 % a temporada de residencia. En ambas temporadas la especie más abundante fue *B. jamaicensis*, representando el 33.1 % de los registros para la temporada de migración; y el 36.5 % para la temporada de residencia. De las cinco categorías ambientales, en ambas temporadas, las áreas de cultivos presentaron el mayor número de registros, 52.1 % de los registros para la temporada de migración, y el 35.1 % para la temporada de residencia.

REFERENCIAS.

- AOU (American Ornithologist's Union). 2013. Checklist of North American birds. 7th ed. American Ornithologist Union, Washington, D.C., USA.
- Best LB, Whitmore RC & Booth GM. 1990. Use of cornfields by birds during the breeding season: the importance of edge habitat. *American Midland Naturalist*, 123: 84–99.
- Bird DM, Varland D & Negro JJ. 1996. Raptors in human landscapes. Academic Press, London.
- Blair RB. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications* 6: 506–519.
- Blumstein DT. *et al.* 2005. Inter-specific variation in avian responses to human disturbance. *J. Appl. Ecol.* 42: 943-953.
- Bolger DT, Scott TA & Rotenberry JT. 1997. Breeding bird abundance in an urbanizing landscape in coastal Southern California. *Conservation Biology*, 11: 406-421.
- Burnham WA, Whitacre DF & Jenny JP. 1990. Progress Report III. Maya Project: Use of Raptors as Environmental Indexes for Design and Management of Protected Areas and for Building Local Capacity for Conservation in Latin America. The Peregrine Fund, Boise, ID, USA.
- Brouat C, Chevalier H, Meusnier S, Noblecourt T & Rasplus JY. 2008. Specialization and habitat; spatial and environmental effects on abundance and genetic diversity of forest generalist and specialist *Carabus* species. *Mol. Ecol.* 13: 1815-1826.
- Campion D. 2004. Using GIS for identifying features for conserving raptors in altered habitats: a case study in a modified Mediterranean landscape. *Spatial analysis in raptors ecology and conservation* (ed. by R. Rodríguez-Estrella and L.A. Bojórquez), pp. 153-178. CIBNOR and CONABIO, La Paz, BCS, México.
- Carrete M, Tella JL, Blanco G, Bertellotti M. 2009. Effects of hábitat degradation on the abundance, richness and diversity of raptors across Neotropical biomes. *Biological Conservation*, 142: 2002-2011.
- Clark WS & Wheeler BK. 2001. Hawks of North America, 2nd ed. Houghton Mifflin, Boston, MA. U.S.A.
- Cody ML. 1985. Habitat selection in birds, Academic Press, Inc. New York, NY.
- Collister DM. 2007. Territory size and foraging habitat of loggerhead shrikes (*Lanius ludovicianus*) in southeastern Alberta. *J. Raptor Res.*, 41(2): 000-000.

CONACYT (Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología). 2003. *Demandas Específicas. Anexo FondoMixto*. Gobierno del Estado de Tlaxcala. Convocatoria 2003-02. Pp. 1-26.

Devictor V, Julliard R, Couvet D, Lee A & Jiguet F. 2007. Functional homogenization effect of urbanization on bird communities. *Conservation Biology*, 21(3): 741-751.

Devictor V, Julliard R & Jiguet F. 2008. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos*, 117: 507-514.

Donázar JA, Ceballos O, Travaini A, & Hiraldo F. 1993. Roadside raptor surveys in the Argentinean Patagonia. *Journal of Raptor Research*, 27:106–110.

Espejel A. 1996. La Malinche: una visión retrospectiva de su deterioro y conservación, *Gaceta Ecológica*. No. 41. Invierno de 1996.

Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 34: 487-515.

Ferguson-Lees J & Christie DA. 2001. *Rapaces del Mundo*. Ediciones Omega. España.

Fernández J, Windfield-Pérez J & Corona MC. 2007. Tlaxcala. En Ortiz-Pulido R, Navarro-Sigüenza A, Gómez de Silva H, Rojas-Soto O y Peterson TA. (eds.), *Avifaunas Estatales de México*. CIPAMEX: 137-164.

Filloy J, & Bellocq MI. 2007. Respuesta de las aves rapaces al uso de la tierra un enfoque regional. *Hornero*, 22: 131-140.

Fuller MR & Mosher JA. 1987. Raptor survey techniques. En Giron BA, Pendleton B A, Millsap KW, Kline & Bird DM. (eds), *Raptor management techniques manual*. National Wildlife Federation, Washington D.C. 37-66.

García E. 1988. Modificaciones al sistema climático de Koppen. SIGSA, México.

Goldstein MI, & Hibbitts TJ. 2004. Summer roadside raptors surveys in the western Pampas of Argentina. *J. Raptors Res.*, 38(2): 152-157.

González-Valdivia NA, Arriaga-Weiss SL, Ochoa-Gaona S, Ferguson BG, Kampichler C & Pozo C. 2012. Ensamblajes de aves diurnas a través de un gradiente de perturbación en un paisaje en el sureste de México. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)*, 28(2): 237-269.

Greene HW. 1988. Species richness in tropical predators. En Almeda F & Pringle C. (eds). *Tropical rainforests: diversity and conservation*. California Academy of Science, San Francisco. 259–274.

Grosselet M. 2001. Presencia de *Falco peregrinus* en Oaxaca, México, a finales de la primavera. *HUITZIL*, 2: 1-2

Hammer Ø, Harper D & Ryan P. 2001. Past: Paleontological Statistics Software Package for education and data analysis. *Paleontología Electrónica*, 4:9 p. http://palaeo-electronica.org/2001_/past/issue1_01.htm.

Herremans M & Herremans-Tonnoeyr D. 2000. Land use and the conservation status of raptors in Botswana. *Biological Conservation*, 94: 31-41.

Hobson KA & Bayne E. 2000. Effects of forest fragmentation by agriculture on avian communities in the southern boreal mixed woods of Western Canada. *The Wilson Bulletin*, 112: 373-387.

Hommer DY. 2002. Estudio preliminar de aves y mamíferos en la cañada “grande”, en el Parque Nacional Malinche, Tlaxcala. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F. 134 pp.

Howell SNG & Webb S. 1995. A Guide to the Birds of Mexico and Northern in Central America. Oxford University Press, New York.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2011. *Perspectiva Estadística de Tlaxcala*. Pp.1-87.

Jean-Luc EC, Sommer SA, Kilpatrick DE & Pfister TA. 2006. Ecology and population status of osprey (*Pandion haliaetus*) in costal Sonora. En R. Rodríguez-Estrella (ed.), Current raptors studies in México. CIBNOR- CONABIO. México. Pp: 120-148.

Jensen WJ, Gregory MS & Baldassarre GA. 2005. Raptor abundance and distribution in the Llanos wetlands of Venezuela. *J. Raptor Res*, 39(4): 417-428.

Kassen R. 2002. The experimental evolution of specialists, generalists, and the maintenance of diversity. *J. Evol. Biol.*, 15: 173-190.

Kattan GH, Alvarez-López H & Giraldo M. 1994. Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eight years later. *Conservation Biology*, 8: 138–146.

Krauss J, *et al.* 2003. Local species immigration, extinction, and turnover of butterflies in relation to habitat area and habitat isolation. *Oecologia*, 442: 591-602.

Lasch U, Zerbe S & Lenk M. 2010. Electrocutation of raptors at power lines in central Kazakhstan. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 9: 95-100.

Leveau LM & Leveau CM. 2002. Uso de hábitat por aves rapaces en un agroecosistema pampeano. *Hornero*, 17: 9-15.

- Lloyd J, Mannan RW, Destefano S & Kirkpatrick C. 1998. The effects of mesquite invasion on a southeastern Arizona grassland bird community. *Wilson Bull.*, 110(3): 403-408.
- Loiselle BA & Blake JG. 1991. Temporal variation in birds and fruit along an elevational gradient in Costa Rica. *Ecology*, 72: 180-193.
- López-Domínguez JC, Acosta PR. 2005. Descripción del Parque Nacional Malinche. Biodiversidad del Parque Nacional Malinche. Tlaxcala, Mexico. 3-24.
- Loranca-Bravo SJ, Rodríguez-Estrella R, Bautista Ortega A & Cuatianquiz-Lima C. 2013. Nuevos registros de aves en el Parque Nacional La Malinche, Tlaxcala, México. *Acta Zoológica Mexicana(n.s.)*, 29(2): 441-447.
- Marin M & Schmitt J. 1996. A road survey of raptors through western Mexico. *Ornitología Neotropical*, 7: 173-175.
- Maurer BA. 1994. *Geographical population analysis: tools for the analysis of biodiversity*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- McCrary MD, McKernan RL, Wagner WD & Landry RE. 1985. Roadside raptor census in the San Jacinto Valley of Southern California. *Western Birds*, 16: 123-130.
- McIntyre NE. 1995. Effects of forest patch size on avian diversity. *Landscape Ecology*, 10: 85-99.
- Mineau P. 1999. Poisoning of raptors with organophosphorus and carbamate pesticides with emphasis on Canada, U.S. and U.K. *J. Raptor Res.*, 33(1): 1-37.
- Monteagudo A, García JL & Carregal XM. 1999. Situación del halcón Peregrino (*Falco peregrinus*) en A Coruña (no España): población reproductora, distribución y amenazas. *Chioglosa* 1: 15-21.
- Navarro AGS. 1992. Altitudinal distribution of birds in the Sierra Madre del Sur, Guerrero, Mexico. *The condor*, 94: 29-39.
- Newton I. 1979. Population ecology of raptors. Buteo books, South Dakota. En: Owens IPF & Bennett PM. 2000. Ecological basis of extinction risk in birds: habitat loss versus human persecution and introduced predators. *Proc. Natl Acad. Sci.* 97: 12144-12148.
- Olendorff RS, Bibles DD, Dean MT, Haugh JR & Kochert MN. 1989. Raptor habitat management under the U.S. Bureau of Land Management Multiple-use Mandate. Raptor Research Reports 8: 1-80.
- Owens IPF & Bennett PM. 2000. Ecological basis of extinction risk in birds: habitat loss versus human persecution and introduced predators. *Proc. Natl Acad. Sci.* 97: 12144-12148.

- Peterson RT & Chalif EL. 1989. Aves de México. Editorial Diana, México D. F., México.
- Reynolds RT. 1982. North American accipiter hawks. In Handbook of Census Methods for Terrestrial Vertebrates. David E. Davis, editor. CRC Press, Inc., Boca Raton, Fla. Pp: 288-289.
- Rodríguez-Estrella R, Donázar JA & Hiraldo F. 1995. Additional records of white-tailed kite in Baja California Sur, México. *Journal of Raptors Research*, 29: 30-31.
- Rodríguez-Estrella R. 1997. Factores que condicionan la distribución y abundancia de las aves terrestres en Baja California Sur, México: El efecto de los cambios al hábitat por actividad humana. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid España.
- Rodríguez-Estrella R, Donázar JA & Hiraldo F. 1998. Raptors as indicators of environmental change in the scrub habitat of Baja California Sur, Mexico. *Conservation Biology* 12: 921-925.
- Rodríguez-Estrella R & Peláez AC. 2003. The western screech-owl and habitat alteration in Baja California: a gradient from urban and rural landscapes to natural habitat. *Can. J. Zool.*, 81: 916-922.
- Rodríguez-Estrella R & Bojórquez LA. (eds). 2004. Spatial analysis in raptor ecology and conservation. CIBNOR-CONABIO. México. 212 p.
- Rodríguez-Estrella R & Rivera-Rodríguez LB. 2006. Raptors studies in México: an overview. En R. Rodríguez-Estrella (ed.), Current raptors studies in México. CIBNOR- CONABIO. México. Pp: 1-21.
- Rodríguez-Estrella R. 2007. Land use changes affect distributional patterns of desert birds in the Baja California peninsula, Mexico. *Diversity and Distributions*, 13: 877-889.
- Rojas-Soto OR & Navarro SAG. 2006. How many raptors species are there in México. En R. Rodríguez-Estrella (ed.), Current raptors studies in México. CIBNOR- CONABIO. México. Pp: 33-45.
- Rolstad J. 1991. Consequences of forest fragmentation for the dynamic of bird populations: conceptual issues and the evidence. *Biological Journal of the Linnean Society*, 42: 149-163.
- Sánchez-Zapata JA, Carrete M, Gravilov A, Sklyarenko S, Ceballos O, Donázar JA, & Hiraldo F. 2003. Land use changes and raptor conservation in Steppe habitats of Eastern Kazakhstan. *Biological Conservation*, 111: 71-77.
- Santos T, Telleria JL & Carbonell R. 2002. Bird conservation in fragmentes Mediterranean

forests of Spain: effects of geographical location, habitat and landscape degradation. *Biological Conservation*, 105: 113-125.

SEMARNAP. 1996. Acuerdo de coordinación mediante el cual se transfiere la administración del Parque Nacional denominado La Malinche a los gobiernos de Tlaxcala y Puebla. Diario Oficial de la Federación (Primera Sección). Pp: 14-18.

Sergio F, Caro T, Brown D, Clucas B, Hunter J, Ketchum J, McHugh K & Hiraldo F. 2008. Top Predators as Conservation Tools: Ecological Rationale, Assumptions, and Efficacy. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 39: 1-19.

Stauffer DF, Best LB. 1980. Habitat selection by birds of riparian communities: evaluating effects of habitat alterations. *Journal of Wildlife Management*, 44: 1-15.

Taylor RJ. 1984. Predation. Chapman and Hall, New York.

Terborgh J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forest. *Biotrópica*, 24: 283-292.

Thiollay JM. 1989. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. *Conservación Biology*, 3: 128-137.

Thiollay JM. 1996. Distributional patterns of raptors along altitudinal gradients in the northern Andes and effects of forest fragmentation. *Journal of Tropical Ecology*, 12: 535-560.

Tinajero R & Rodríguez-Estrella R. 2012. Efectos de la fragmentación del matorral desértico sobre las poblaciones del aguililla cola-roja y el cernícalo americano en Baja California Sur, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.), 28(2): 427-446.

Turner IM. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*, 33: 200-209.

Urbina-Torres F, Romo de Vivar-Álvarez C & Navarro-Sigüenza AG. 2009. Notas sobre la distribución de algunas aves en Morelos, México. *HUITZIL*, 10(1):30-37.

Vargas F. 1984. Parques Nacionales de México y Reservas Equivalentes. Pasado, presente y futuro. Colección: Los Grandes Problemas Nacionales. Serie: Los Bosques de México. Instituto de Investigaciones Económicas, UNAM. pp 266.

Vannini JP. 1989. Neotropical raptors and deforestation: notes on diurnal raptors at finca El Faro Quetzaltenango, Guatemala. *J. Raptor Res.*, 23: 27-38.

Vázquez-Pérez JR, Enríquez PL & Rangel-Salazar JL. 2009. Diversidad de aves rapaces diurnas en la Reserva de la Biosfera selva El Ocelote, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 80: 203-209.

Vitousek PM, Money HA, Lubchenco J & Melillo JM. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277: 494-499.

Warner RE. 1994. Agricultural land use and grassland habitat in Illinois: future shock for Midwestern birds? *Conservation Biology*, 8: 147-156.

Wilson MF, De Santo TL, Sabag C, Armesto JJ. 1994. Avian Communities of fragmented South temperate rainforest in Chile. *Conservation Biology*, 8: 508-520.

Windfield PJC. 2001. Diagnóstico de la avifauna de la región oriente del Parque Nacional Malinche a través de un estudio ecológico y del conocimiento tradicional. Tesis Licenciatura Biología. Universidad Autónoma de Tlaxcala, México, 96 pp.

Windfield PJC. 2005. Aves. En Fernández JA & López JC. (eds), Biodiversidad del Parque Nacional La Malinche, Gobierno del Estado de Tlaxcala. Coordinación General de Ecología. Tlaxcala, México. Pp. 115-136.

Whittington-Jones CA. 2004. The status of raptor conservation in Gauteng *Southern African. En: Evans SW, Jenkins A, Anderson M, Van Zyl A, Le Roux J, Oertel T, Grafton S, Bernitz Z, Whittington-Jones C & Friedmann Y (eds.), Raptor Conservation. Strategic Planning Workshop Report, Southern African Raptor Conservation Strategic Plan. Conservation Breeding Specialist Group (SSC / IUCN). Endangered Wildlife Trust. pp. 19-23.*

Rodríguez-Estrella R & Bojórquez LA. *Spatial analysis in raptors ecology and conservation* (ed. by R. Rodríguez-Estrella and L.A. Bojórquez), pp. 153-178. CIBNOR and CONABIO, La Paz, BCS, México.

Yosef R. 1996. Loggerhead Shrike (*Lanius ludovicianus*). In Poole A, & Gill F. (eds), *The birds of North America*, No. 231. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, PA and The American Ornithologists' Union, Washington, DC, U.S.A.

Zar JH. 1996. *Biostatistical analysis*. 3rd ed. Prentice Hall, Inc., Englewood cliffs. N.J.

Zurita GA & Bellocq MI. 2007. Pérdida y fragmentación de la selva Paranaense: efectos sobre las rapaces diurnas. *Hornero*, 22: 141-147.

PUBLICACIONES

Loranca-Bravo, S.J., R. Rodríguez-Estrella, A. Bautista & C. Cuatianquiz-Lima. 2013. Nuevos registros de aves en el Parque Nacional La Malinche, Tlaxcala, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 29 (2): 441-447.



ACTA ZOOLOGICA MEXICANA
nueva serie

MANUSCRITO AZM12-66

Xalapa de Enríquez, Veracruz, a 04 de Abril de 2013
Ref./AZM/105/2013

M.C. Salvador J. Loranca-Bravo

Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta UAT-UNAM
Tlaxcala-Puebla, México

Por este medio hago de su conocimiento que su trabajo científico titulado: “**Nuevos registros de aves en el Parque Nacional La Malinche, Tlaxcala, México**” elaborado por usted como autor de correspondencia junto con Ricardo Rodríguez-Estrella, Amando Bautista Ortega y Cecilia Cuatianquiz-Lima, ha sido aceptado para su publicación en el **Volumen 29, No. 2** de *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)* que aparecerá en Agosto de 2013.

Considerando que nuestra revista no cobra derecho de página y que los trabajos publicados a partir de 1984 están disponibles en la página web del Instituto de Ecología A. C. (www.inecol.edu.mx/azm), le enviaremos los sobretiros electrónicos.

Agradezco su comprensión y aprovecho la oportunidad para enviarle un cordial saludo.

Atentamente,

Dr. Pedro Reyes Castillo
Editor

INSTITUTO DE ECOLOGÍA, A.C.
Antigua Carretera a Coatepec No. 351. El Haya. 91070 Xalapa, Veracruz. México
Tel. (228) 842-18-00 Fax. (228) 818-78-09 e-mail: azm@ecologia.edu.mx