



**UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y
ARTES DE CHIAPAS
INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**

TESIS

**PATRONES DE DIVERSIDAD Y
OCUPACIÓN DE AVES RAPACES
DIURNAS EN TRES CUENCAS DE LA
VERTIENTE DEL PACÍFICO DE CHIAPAS**

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

**MAESTRO EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y
CONSERVACIÓN DE ECOSISTEMAS TROPICALES**

PRESENTA

BIOL. WILLIAM RAMOS ARREOLA



TUXTLA GUTIÉRREZ, CHIAPAS

JUNIO 2018

**UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES
DE CHIAPAS**

INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

TESIS

**PATRONES DE DIVERSIDAD Y OCUPACIÓN DE
AVES RAPACES DIURNAS EN TRES CUENCAS DE
LA VERTIENTE DEL PACÍFICO DE CHIAPAS**

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
**MAESTRO EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y
CONSERVACIÓN DE ECOSISTEMAS TROPICALES**

PRESENTA

BIOL. WILLIAM RAMOS ARREOLA

DIRECTOR

DR. ESTEBAN PINEDA DIEZ DE BONILLA
UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

ASESOR

DR. SERGIO LÓPEZ MENDOZA
UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

ASESOR

DRA. PAULA L. ENRÍQUEZ ROCHA
EL COLEGIO DE LA FRONTERA SUR



TUXTLA GUTIÉRREZ, CHIAPAS

JUNIO 2018



UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS
Dirección de Investigación y Posgrado



Tuxtla Gutiérrez, Chiapas
20 de junio de 2018
Oficio No. DIP- 608/2018

C. William Ramos Arreola
Candidato al Grado de Maestro en Ciencias
en Biodiversidad y Conservación de Ecosistemas Tropicales
P r e s e n t e.

En virtud de que se me ha hecho llegar por escrito la opinión favorable de la Comisión Revisora que analizó su trabajo terminal denominado “ **Patrones de diversidad y ocupación de aves rapaces diurnas en tres cuencas de la vertiente del Pacífico de Chiapas**”. y que dicho trabajo cumple con los criterios metodológicos y de contenido, esta Dirección a mi cargo le **autoriza la impresión** del documento mencionado, para la defensa oral del mismo, en el examen que usted sustentará para obtener el Grado de Maestro en Ciencias en Biodiversidad y Conservación de Ecosistemas Tropicales. Se le pide observar las características normativas que debe tener el documento impreso y entregar en esta Dirección un tanto empastado del mismo.

Atentamente

“Por la Cultura de mi Raza”

Dra. Magnolia Solís López
Directora.

C.c.p. Expediente



**DIRECCION DE INVESTIGACION
Y POSGRADO**

Unidad de Estudios de Posgrado
Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. México
Libramiento Norte Poniente No 1150. C.P. 29000
Teléfono: 61-70440 Ext.4360.
investigacionyposgrado@unicach.mx

DEDICATORIA

Dedicado a la persona que me trajo al mundo y me ha apoyado en cada paso, siempre con amor incondicional, a mi madre Irma Guadalupe Arreola Ruiz



AGRADECIMIENTOS

La materialización de este sueño fue posible por la colaboración de muchas personas a las cuales quiero externar mis sinceros agradecimientos.

Agradezco especialmente y con gran afecto al Dr. Esteban Pineda Diez de Bonilla, quién desde el inicio de este proyecto me brindó su apoyo, consejos, conocimiento y se mantuviera constante a lo largo del mismo. Gracias por toda la inversión de tiempo en mí, por la confianza, por la paciencia y sobre todo por la amistad. Me ayudo a aprender mucho, a crecer intelectualmente y personalmente ¡Muchas gracias Doc!

Agradezco mucho al Dr. Sergio López Mendoza y a la Dra. Paula Lidia Enríquez Rocha, quienes con sus consejos y constantes revisiones ayudaron a que este proyecto culminará con éxito. Gracias por estar pendientes, por el tiempo y por el apoyo en tantas cuestiones.

A quienes tuvieron la labor de revisar el documento y realizar los comentarios pertinentes para mejorar el manuscrito, Dr. José Luis Rangel Salazar y Dr. Miguel Ángel Peralta Meixueiro. ¡Muchas gracias!

Quiero agradecer de manera especial y con tristeza de no poder compartir el logro con él, al M. en C. Adán E. Gómez González. Gracias por creer en mí, por la amistad incondicional, por la motivación y apoyo constante.

Gracias a todos quienes fueron piezas clave y formaron parte de este caminar, a mis profesores, amigos de la maestría y del instituto. En especial a Ella Fanny Zuñiga y José María Cunill, gracias por su amistad sincera y por todos los momentos de apoyo, sufrimiento y alegrías.

Agradezco mucho a mi familia, quienes me estuvieron apoyando siempre para salir adelante. Agradezco a quienes nuevamente me abrieran las puertas de su hogar y me dieran el cariño y apoyo diario para continuar creciendo en todos los aspectos. Tío Oscar y Tía Lupita. A quienes me apoyaran a la distancia,

estuvieron siempre pendientes y siempre ayudando a resolver los problemas para que no fueran distracciones para mí, Tía Teresita y Tia Kena.

A todos mis primos, por sus ánimos, consejos, preguntas, charlas, mucha alegría, por darme momentos de distracción y experiencias de vida. Muchas gracias a todos. A toda mi familia, por el apoyo brindado y por el impulso constante para salir adelante.

Siempre estoy eternamente agradecido, con la persona que me dio la vida, y que hace de mis días los momentos más felices. Que me incentiva a crecer, a alcanzar mis sueños y luchar constantemente por mejorar. Quien me brinda su apoyo incondicional y su amor. Quien es mi orgullo, mi motivo de progreso y mi vida, gracias Madre por tanto, por seguir siempre conmigo en todos mis logros. Te amo. A mi hermana, por estar también siempre apoyándome, por darme muchos momentos de alegría, por ser parte de mi vida y por darnos la oportunidad de tener esa pequeña entre nosotros, que es un rayo de luz a cada momento. La amo.

A todos quienes colaboraron conmigo en los diferentes momentos de este camino, durante la elaboración del manuscrito, en las salidas al campo, en los días de des estrés, a todos y a todas. ¡Muchas gracias!

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN _____	1
I. INTRODUCCIÓN _____	2
II. MARCO TEÓRICO _____	7
2.1.- Diversidad biológica y relación abundancia-ocupación _____	7
2.2.- La escala de paisaje y los patrones ecológicos _____	8
2.3.- Cuencas hidrográficas como modelos de estudio _____	10
2.4.- Modelos de ocupación de sitio _____	11
III. ANTECEDENTES _____	14
IV. HIPÓTESIS _____	15
V. OBJETIVOS _____	16
VI. MÉTODOS _____	17
6.1.- Área de estudio _____	17
6.2.- Diseño de muestreo en campo _____	18
6.3.- Caracterización del área de estudio y métricas del paisaje para el análisis geográfico _____	19
6.4.- Descripción y comparación de la comunidad de aves rapaces diurnas, entre cuencas, zonas diferentes y temporadas climáticas _____	21
6.5.- Modelos de ocupación _____	22
VII. RESULTADOS _____	23
7.1.- Riqueza de especies, abundancia y composición de aves rapaces diurnas _____	23
7.2.- Curvas de acumulación de especies _____	25
7.3.- Variación espacial y temporal de aves rapaces diurnas _____	26
7.4.- Características del paisaje y análisis geográfico _____	29
7.5.- Heterogeneidad del paisaje y diversidad _____	31

7.6.- Modelos de ocupación de aves rapaces diurnas _____	32
VIII. DISCUSIÓN _____	38
8.1.- Riqueza de especies, abundancia y composición de aves rapaces diurnas _____	38
8.2.- Variación espacial y temporal de aves rapaces diurnas _____	39
8.3.- Caracterización del paisaje y el análisis geográfico _____	41
8.4.- Heterogeneidad del paisaje y diversidad _____	41
8.5.- Modelos de ocupación de aves rapaces _____	42
8.6.- Relación de la probabilidad de ocupación con la perturbación _____	46
IX. CONCLUSIONES _____	48
X. RECOMENDACIONES _____	49
XI. LITERATURA CITADA _____	52
ANEXOS _____	63

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización geográfica de las tres cuencas de estudio (Las Arenas, Lagartero y Tiltepec) y ubicación de los puntos de conteo y puntos elevados de observación, en la Vertiente del Pacífico del estado de Chiapas, México.....	17
Figura 2. Curvas de acumulación de especies mediante el modelo de Clench para cada una de las cuencas y el área total de estudio, en la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante la temporada de secas (enero - marzo) y la temporada de lluvias (junio - agosto) de 2017.....	25
Figura 3. Riqueza de especies de aves rapaces diurnas (R) y números de registros (N), acumulados y en promedio, por cada cuenca (a) y en las dos zonas diferentes (b), en la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante la temporada de secas (enero - marzo) y la temporada de lluvias (junio - agosto) de 2017.....	26
Figura 4. Riqueza de especies de aves rapaces diurnas y números de registros (acumulados y en promedio) por temporada climática, en la Vertiente del Pacífico de Chiapas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017.	27
Figura 5. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), con los datos de registros de especies de aves rapaces diurnas, en las tres cuencas y en las dos zonas diferentes de la Vertiente del Pacífico del estado de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017.....	28
Figura 6. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), con datos de los registros de especies de aves rapaces diurnas, en dos temporadas de climáticas, en la Vertiente del Pacífico de Chiapas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017.....	28
Figura 7. Distribución de las ocho clases de coberturas obtenidas de la clasificación de imagen satelital de las tres cuencas (métodos no supervisados) en la Vertiente del Pacífico de Chiapas. AH: Asentamiento humanos, SM: Selva mediana, SBC: Selva baja caducifolia, VS: Vegetación secundaria, ACAH: Acahuales, PAST: Pastizales y SD: Suelo desnudo.....	29
Figura 8. Cantidad aproximada de hectáreas por clase en cada cuenca (a) y en las zonas diferentes (b), a partir de la clasificación de imagen satelital, en la Vertiente del Pacífico de Chiapas. SM: Selva mediana, SBC: Selva baja caducifolia, VS: Vegetación secundaria, ACAH: Acahuales, PAST: Pastizales, AH: Asentamiento humanos, SD: Suelo desnudo y AGUA: Cuerpos de agua.	30
Figura 9. Análisis de correlación de la diversidad de aves rapaces diurnas, con los asentamientos humanos y el índice de entremezclado y yuxtaposición de coberturas, en la	

Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017.....	31
Figura 10. Probabilidad de ocupación para cada especie de ave rapaz diurna (color azul) y su desviación estándar, obtenida mediante modelos de ocupación multiestación, en tres cuencas de la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante la temporada de secas (enero-marzo, círculos amarillos) y la temporada de lluvias (junio-agosto, círculos azules) de 2017. Los círculos color amarillo representan la ocupación naive.....	34
Figura 11. Probabilidad de ocupación (Ψ) para cada especie de ave rapaz diurna, obtenidas mediante modelos de ocupación de una estación, en cada una de las temporadas climáticas, en la Vertiente del Pacífico de Chiapas, secas (enero – marzo, color café) y lluvias (junio – agosto, color azul) de 2017. SD; desviación estándar, Psi (Naive): ocupación naive, Ψ (var): Variable que explica la ocupación.....	35
Figura 12. Correlación entre la abundancia (número total de registros de cada especie) y la probabilidad de ocupación de las especies de aves rapaces diurnas, en la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero-marzo) y lluvias (junio-agosto) de 2017.....	35
Figura 13. Patrones de probabilidad de ocupación observados en las especies de aves rapaces diurnas en tres cuencas de la Vertiente del Pacífico del Estado de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017. La probabilidad es alta en colores cálidos (rojo) y baja en colores fríos (azul). Especies superior izquierda, patrón de probabilidad alta en la REBISE y que disminuye hacia la Planicie. Especies inferior izquierda, patrón de probabilidad baja en la REBISE y que aumenta en la Planicie. Especies superior derecha, patrón disperso. Especies inferior derecha, patrón de ocupación total.....	36
Figura 14. Relación de la probabilidad de ocupación (ψ) de las especies de aves rapaces diurnas con el nivel de perturbación en los sitios de muestreo. En la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017.....	37

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Descripción de las métricas de paisaje (McGarigal 2015), utilizadas para cuantificar la variación del relieve y heterogeneidad de coberturas en tres cuencas de la Vertiente del Pacífico del estado de Chiapas.....	20
Cuadro 2. Composición de especies de aves rapaces diurnas registradas en tres cuencas de la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante la temporada de secas (enero - marzo) y la temporada de lluvias (junio - agosto) de 2017. Nombre común en español, tomado de Escalante et al. 2014. Método: Método de registro, PC= Puntos de conteo, PE= Puntos elevados de observación. NOM: Estatus en la Norma Oficial Mexicana No. 59. El orden taxonómico de las especies se basó en la lista de aves del AOU (American Ornithologist's Union 1998).....	24
Cuadro 3. Variables de tipo de cobertura, variación del relieve y heterogeneidad de coberturas, relacionadas con los registros de especies de aves rapaces diurnas en el Análisis de Correspondencia Canónica, en la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017. El orden de las especies está con base en el uso de cobertura.....	32

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Análisis de componentes principales (PCA) con las variables de coberturas, métricas de variación altitudinal y métricas de heterogeneidad de coberturas, en la Vertiente del Pacífico del Estado de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017.....	63
Anexo 2. Análisis de correspondencia canónica (CCA) con las variables de coberturas, métricas de variación altitudinal y métricas de heterogeneidad de cobertura, en la Vertiente del Pacífico del Estado de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017. Coberturas: SM: Selva mediana, SBC: Selva baja caducifolia, VS: Vegetación secundaria, ACAH: Acahuals, PAST: Pastizales, SD: Suelo desnudo, AH: Asentamiento humanos y Agua. Métricas: MESH: Tamaño efectivo de malla, AI: Índice de agregación, IJI: Índice de entremezclado y yuxtaposición, SPLIT: Índice de segregación, LSI: Índice de forma del paisaje, PR: Riqueza de parches y SHDI: Índice de diversidad de Shannon.....	64
Anexo 3. Guion (Script) de R, utilizado para generar modelos de ocupación de una temporada (Single-Season Occupancy Models) y modelos de ocupación multitemporada	

(Multi-Season Occupancy Models), en aves rapaces diurnas, en la Vertiente del Pacífico del Estado de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017.	65
Anexo 4. Base de datos con números de registros para cada especie de ave rapaz diurna en total, en las cuencas, en las zonas diferentes y en las temporadas climáticas, en la Vertiente del Pacífico del estado de Chiapas; secas (enero - marzo), lluvias (junio - agosto) de 2017. LA: Las Arenas, LG: Lagartero, TL: Tiltepec, RB: REBISE, PI: Planicie.	70
Anexo 5. Extensión en hectáreas para cada clase de cobertura para el total del área de estudio, para las cuencas y las dos zonas, calculado a partir de la imagen satelital clasificada. En la Vertiente del Pacífico de Chiapas. SM: selva mediana, SBC: selva baja	71
Anexo 6. Correlaciones entre la diversidad de especies de aves rapaces diurnas y variables de coberturas, índices de variación altitudinal e índices de heterogeneidad de coberturas en tres cuencas de la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017.	71
Anexo 7. Probabilidad de ocupación (Ψ) para cada especie de ave rapaz diurna, obtenida mediante modelos de ocupación multiestación, en tres cuencas de la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante la temporada de secas (enero - marzo) y la temporada de lluvias (junio - agosto) de 2017. SD; desviación estándar, Psi (Naive): ocupación naive, Ψ (var): Variable que explica la ocupación, Corr.: Sentido de la variable que explica la ocupación, +: positiva, -: negativa. P (var): Variable que explica la detectabilidad de la especie.	73
Anexo 8. Detalle de los modelos multiestación con mejor valor de AIC, para las especies de aves rapaces diurnas, en la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017. Las variables con terminación ".A" corresponden a la variación altitudinal, las variables con terminación ".C" hacen referencia a la heterogeneidad de coberturas y las variables sin ninguna de estas terminaciones son únicamente tipos de coberturas. Los parámetros son ψ : ocupación y ρ : detectabilidad, la colonización (γ) y extinción (ϵ) permanecieron constantes. El AIC es el valor del criterio de información de Akaike, de cada modelo y K es el número de parámetros en el modelo.	74
Anexo 9. Probabilidad de ocupación (Ψ) para cada especie de ave rapaz diurna, obtenidas mediante modelos de ocupación de una estación, en cada una de las	

temporadas climáticas, en la Vertiente del Pacífico de Chiapas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017. SD; desviación estándar, Psi (Naive): ocupación naive, Ψ (var): Variable que explica la ocupación..... 75

Anexo 10. Detalle de los modelos de una sola estación con mayor valor de AIC, para las especies de aves rapaces diurnas, en la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017. Las variables con terminación ".A" corresponden a la variación altitudinal, las variables con terminación ".C" hacen referencia a la heterogeneidad de coberturas y las variables sin ninguna de estas terminaciones son únicamente tipos de coberturas. Los parámetros son ψ : ocupación y ρ : detectabilidad. El AIC es el valor del criterio de información de Akaike, de cada modelo y K es el número de parámetros en el modelo..... 76

Anexo 11. Relación de la probabilidad de ocupación de cada una de las especies de aves rapaces diurnas, con la perturbación en los sitios de muestreo, en la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017..... 78

RESUMEN

La riqueza de especies y la ocupación son parámetros que describen las comunidades biológicas, que pueden cambiar por el efecto de variables ambientales a nivel espacial y temporal. Las especies de aves rapaces ocupan áreas amplias para llevar a cabo sus actividades diarias, por tanto, esto incluye paisajes heterogéneos compuestos por coberturas de vegetación naturales y coberturas inducidas por las actividades humanas; así como también por la influencia de la variación en el relieve del suelo en la vertiente del Pacífico de Chiapas. Al entender los patrones que explican la presencia de estas especies en estos espacios complejos, se podrá identificar las áreas que permitan su conservación. El propósito de este estudio fue analizar los patrones de diversidad y ocupación de las aves rapaces diurnas en paisajes de tres cuencas de la vertiente del Pacífico del estado de Chiapas. Para ello se establecieron 95 puntos fijos de conteo, distribuidos en cada una de las cuencas, con orientación perpendicular a la costa, con el fin de evaluar la heterogeneidad de coberturas, la variación del relieve y dos zonas de conservación (protegida y no protegida). Se registró un total de 23 especies de aves rapaces diurnas. La diversidad no fue diferente entre las cuencas ni entre las dos zonas de conservación, solo el número de registros fue significativamente mayor para la zona no conservada. Solo la riqueza de especies y el número de registros presentaron diferencias significativas entre las temporadas de secas y lluvias. Se generaron 396 modelos de ocupación multi-estacionales para 22 especies con 19 variables del paisaje y se seleccionaron los 22 modelos que mejor describieron la distribución de las rapaces en el paisaje. La ocupación de 15 especies se asoció con los índices del paisaje y siete especies se asociaron con variables de cobertura, con esto se identificaron cuatro patrones generales de ocupación para las aves rapaces diurnas, de los cuales de ocho especies se asociaron con la zona protegida mientras que siete especies se asociaron con el área no protegida. Los patrones de diversidad y ocupación encontrados contribuyen a entender la distribución y sustentar acciones de conservación de estas especies, debido a la constante amenaza de muchas de especies de rapaces.

Palabras clave: Modelos de ocupación, aves rapaces, Chiapas, conservación.

I. INTRODUCCIÓN

La comprensión de los procesos que subyacen a los patrones de composición y estructura de las comunidades biológicas es uno de los temas con mayor interés y antigüedad en Ecología (Hubbell 2001, Chase y Leibold 2003, HilleRisLambers *et al.* 2012). Los estudios sobre la composición de las comunidades se han centrado en los patrones de diversidad, debido a que la diversidad es una propiedad emergente, que determina la relación que existe entre el número de especies y la abundancia de éstas en un sitio (Martin *et al.* 2018). Sin embargo, se conoce que los patrones de diversidad de especies cambian a escalas amplias, o asociados con gradientes como la latitud y elevación (Gaston 2000). La diversidad de especies es mayor cerca del Ecuador, y disminuye con la altitud y hacia los polos (Gaston 2000, Sarukhán y Dirzo 2001).

A escalas de paisaje, los patrones de diversidad de especies pueden estar influenciados por factores históricos, dinámicas intra e interespecíficas y características del ambiente local (Ricklefs y Schluter 1993, Leibold *et al.* 2004, He *et al.* 2017, Weiser *et al.* 2018). De tal modo que estos patrones son el resultado de procesos que operan en el propio nivel jerárquico en que son observados (Berazategui 2012).

Los indicadores más comunes con los que se ha medido la diversidad biológica son la riqueza y la composición de especies (Magurran 2004, Pavoine y Bonsall 2011); mientras que otros componentes asociados a esta propiedad, como la abundancia, han sido menos explorados (He y Gaston 2000, Guillera-Aroita *et al.* 2010, DiBattista *et al.* 2016). La abundancia es uno de los componentes de la estimación de la diversidad (índices), pero por otro lado la abundancia de las especies está asociado directa o indirectamente con el tamaño de las poblaciones; sin embargo, estimar la abundancia con precisión es algo difícil, por lo que una aproximación indirecta es la ocupación (Osorio-Olvera *et al.* 2016). De tal manera que la disminución en la abundancia de las especies a menudo tiende a mostrar disminuciones en el número de sitios que ocupan, mientras que el aumento de la

abundancia de las especies tiende a incrementar también la ocupación (Gaston *et al.* 2000).

Por lo tanto, las relaciones intraespecíficas de la abundancia y ocupación son comúnmente positivas (Gaston y Blackburn 1999, Gaston *et al.* 2000). La ocupación es definida como proporción de área, parches o unidades de espacio físico en la que está presente una especie (MacKenzie *et al.* 2006) y es una variable utilizada en la ecología para el modelado de relaciones con el hábitat, en estudios metapoblacionales y una herramienta para la conservación de la fauna (Guillera-Arroita *et al.* 2010).

Los patrones de diversidad y distribución de las especies son dependientes de la ventana de observación (escala espacial), lo que implica que las propiedades de estos patrones pueden cambiar respecto al tamaño del área de estudio (Berry *et al.* 1998, Fedy *et al.* 2014, Ochoa-Ochoa *et al.* 2014). Debido a su formación, los espacios geográficos son dinámicos y heterogéneos. La heterogeneidad de coberturas de un paisaje, por ejemplo, está constituida por los atributos estructurales de la vegetación y uso de suelo. Además, estos espacios geográficos tienen asociada una variación en el relieve, se entiende como relieve todo aquello que sobresale de una superficie plana, o que la modifica, por lo tanto la variación del relieve hace referencia a la complejidad morfo estructural del terreno en un punto y su entorno inmediato (Alperín *et al.* 2002, Tadeo de la Torre 2015).

En un paisaje, las características de la heterogeneidad de coberturas y variación del relieve podrían explicar la dinámica de la comunidad biológica y la modificación de su estructura (Forman 1995, Sergio y Newton 2003, Leibold *et al.* 2004, Pineda 2012). La escala y atributos de la heterogeneidad de coberturas para un grupo pueden ser percibidos como una fragmentación por otro grupo taxonómico. Se ha documentado que existe correlación positiva entre la variación estructural y la diversidad de algunos grupos de organismos como artrópodos, aves, mamíferos, anfibios y reptiles (Tews *et al.* 2004).

En los estudios sobre la distribución de las especies, existen variables asociadas a la detectabilidad (MacKenzie *et al.* 2006). Como resultado de la detección imperfecta, las especies que se observan en un muestreo de varios sitios comprenden a tres categorías: 1) especies detectadas en el sitio; 2) especies no detectadas en el sitio, pero detectadas en otros sitios; y 3) especies no detectadas en ningún sitio del muestreo, pero que se sabe que podrían estar presentes en el total de especies a nivel regional (Iknayan *et al.* 2014). Lo anterior, genera el interés de tratar de estimar la abundancia de las poblaciones o de generar conocimiento de la proporción del territorio ocupada por una población, y en consecuencia que se subestimen los valores de ocupación (MacKenzie y Nichols 2004).

MacKenzie *et al.* (2002) diseñaron una solución a los problemas inducidos por la detección imperfecta, para el modelado de la distribución de especies. La solución consiste, en la obtención de múltiples observaciones de detecciones y no detecciones en un espacio, y el uso de una clase de modelos, llamados modelos de ocupación del sitio. Los estudios del hábitat con base en la ocupación de especies han sido utilizados en la conservación y gestión de áreas, con prioridad en aquellas con uso humano (MacKenzie *et al.* 2006). La problemática de la pérdida de hábitat es una de las principales amenazas para la conservación de la biodiversidad, su manejo adecuado afecta directamente el manejo de la vida silvestre (Gillespie y Walter 2001). Al entender las bases que explican la preferencia de espacios geográficos por alguna especie, se podrá entender su distribución en estado silvestre, así como identificar las áreas con la calidad suficiente que permitan su ocupación y conservación (Chalfoun y Martin 2007).

Uno de los grupos taxonómicos más conocidos debido a la representatividad de sus especies, y que ha servido como modelo ecológico de estudio, es el de las aves (Gray *et al.* 2007, Arriaga-Weiss *et al.* 2008, González-Valdivia *et al.* 2012, Rangel-Salazar *et al.* 2013). Pero dentro de este grupo hay taxones que requieren de más estudios, como las aves rapaces que, debido a la constante amenaza de muchas de sus poblaciones, las investigaciones se hacen

aún más necesarias (Rodríguez-Estrella 2006). Las aves rapaces son organismos que influyen en la estructura y dinámica de los ecosistemas naturales. Por su posición en la estructura trófica de los ecosistemas se les considera como depredadores tope, ya que determinan los patrones de distribución y abundancia de las poblaciones de sus presas (Bildstein 1998), contribuyen a reciclar la materia muerta en el ambiente (Coutiño *et al.* 2011), controlan plagas en ambientes naturales e inducidos (Anderson 2001) y pueden considerarse especies indicadoras, ya que son sensibles a las perturbaciones humanas o a los contaminantes ambientales (Rodríguez-Estrella 2006, Vázquez-Pérez *et al.* 2009).

Debido a la disminución de las poblaciones de aves rapaces y a las problemáticas actuales de deterioro y fragmentación de su hábitat. Es necesario diseñar estrategias de conservación para las aves rapaces, basadas en el conocimiento de la distribución de estas especies a distintas escalas, en paisajes heterogéneos, así como fuera de las áreas naturales protegidas (Vázquez-Pérez *et al.* 2009). Para esto se requieren estimaciones sin sesgo de la distribución de las especies, en donde se considere la variación espacial y sus características intrínsecas (MacKenzie *et al.* 2002). Los estudios con aves rapaces han contribuido substancialmente al entendimiento de la ecología básica y aplicada, los patrones de diversidad que se podrían identificar pueden ser similares o pueden tener influencia en muchas otras especies de aves o animales (Newton *et al.* 2016).

Los modelos de ocupación son especialmente útiles cuando la abundancia de las especies es baja (MacKenzie *et al.* 2006). Las aves rapaces son especies que además de tener poblaciones con pocos individuos, ocupan escalas espaciales grandes, por tanto, puede resultar difícil hacer estimaciones precisas (Rivera 2010) y su área de distribución podría subestimarse (MacKenzie y Nichols 2004). El empleo de los modelos de ocupación ayuda a realizar estimaciones fiables a partir de los elementos que componen un paisaje (MacKenzie *et al.* 2002) y ayudaría a entender los patrones de composición y distribución de la comunidad de aves rapaces en esta escala. El propósito del presente trabajo es analizar los

patrones de riqueza de especies y ocupación de las aves rapaces diurnas en tres cuencas de la vertiente del Pacífico del estado de Chiapas.

II. MARCO TEÓRICO

2.1.- Diversidad biológica y relación abundancia-ocupación

En ecología, se define a la diversidad biológica como la variedad y abundancia de especies en una unidad de estudio definida (Hubbell 2001, Magurran 2004). El nivel biológico al que se lleva a cabo la mayoría de los estudios de diversidad es la comunidad biológica; que se entiende como el conjunto de poblaciones de diferentes especies que coexisten en un espacio y tiempo determinado (Wiens 1989, Krebs 2001, Begon *et al.* 2006). En apego al término, la comunidad biológica de un sitio dado corresponde a todas las especies de todos los taxones que se encuentren dentro. Sin embargo, cuando llevamos a cabo investigaciones a nivel de comunidad generalmente utilizamos un grupo de organismos taxonómicamente relacionados, lo que estrictamente se define como ensamble taxonómico o taxocenosis (Monge-Nájera 2015).

Las principales preguntas para estudiar un ensamble taxonómico bajo el contexto de paisajes alterados podrían ser, ¿Cómo cambia el número de especies y su abundancia en relación a los gradientes en el paisaje?, ¿Cuáles son los factores que determinan y modifican estos cambios?, ¿Por qué algunas especies presentan dominancia bajo ciertas condiciones? y ¿Tienen mayor influencia los factores ambientales o las relaciones interespecíficas en la presencia y distribución de las especies? Por otro lado, la variable que elegimos para medir, y así dar respuesta y tratar de entender muchas de estas preguntas, es la diversidad. Cuando medimos la diversidad, implícitamente conocemos la riqueza de especies (número total de especies) y su abundancia relativa (proporción de registros de una especie con respecto al total). Y es así, que los métodos y análisis para medir la diversidad, y poder obtener mejores resultados, se han venido perfeccionando a través de los años (Magurran 2004).

La ocupación (*sensu* MacKenzie *et al.* 2002), ha demostrado ser muy útil para entender la estructura y ensamble taxonómico de las comunidades biológicas. Los esquemas de muestreo diseñados para evaluar la ocupación tienden a requerir menos esfuerzo, que los esquemas diseñados para evaluar la

abundancia; y las estimaciones están menos sesgadas por propiedades de las especies como su detectabilidad, o por efecto de las características del paisaje de estudio. En el caso de especies raras, a veces es prácticamente imposible estimar la abundancia, mientras que la estimación de ocupación aún es posible (MacKenzie *et al.* 2006).

En la literatura, hay una amplia evidencia que existe una relación positiva interespecífica entre la ocupación y la abundancia (Gaston *et al.* 2000). Este es uno de los patrones más generales en la macroecología (Gaston y Blackburn 1999). La relación puede ser más evidente en algunos grupos de especies (He y Gaston 2000). Este tema sólo ha recibido atención por parte de los ecólogos en las últimas dos décadas; porque tiene implicaciones significativas aplicadas en la conservación, manejo de fauna y control de plagas (Anderson 2001). A medida que se realizan estudios de esta índole, la forma, estructura y mecanismos que sustentan la relación ocupación-abundancia, adquieren una comprensión más profunda (Gaston 2000).

2.2.- La escala de paisaje y los patrones ecológicos

Es muy complejo definir los límites de una comunidad biológica, por ello en nuestras investigaciones, justificamos áreas de estudio dependiendo de nuestro ensamble taxonómico y en relación con nuestro propósito. La escala de paisaje, que hace referencia al nivel de heterogeneidad o cantidad de elementos diferentes que componen el paisaje, como por ejemplo tipos de cobertura vegetal o usos de suelo (Tews *et al.* 2004), se propone como una escala espacial práctica para describir aquellos patrones que pudieran existir, en comunidades con factores determinantes similares a los que responde un ensamble taxonómico (Forman 1995, Sergio y Newton 2003).

Los rangos de distribución y ocupación de las especies, en macroecología, son unidades fundamentales de análisis usadas para dilucidar patrones ecológicos de interés y abordar preguntas asociadas a la identificación de las variables clave

a las que responde la distribución de los taxones (Gaston y Blackburn 1999). De la misma forma, la escala de paisaje resulta útil para determinar que propiedades ambientales influyen en la ocupación o abundancia de las especies y sobre todo de especies que tienen una escala espacial amplia, con ambiente heterogéneo, como las aves rapaces (Rivera 2010).

El arreglo espacial que presentan las especies y su distribución en un área puede definir un patrón. El área de ocupación y la abundancia de una especie dependen de la escala espacial, así como de los procesos a los que responden los patrones de diversidad y distribución. Esto implica que los patrones puedan cambiar en contexto al espacio en el que fueron observados (He y Gaston 2000).

Los patrones de distribución y ocupación están determinados por factores ecológicos, evolutivos y geográficos, lo que hace el estudio de la distribución de las especies un problema complejo (Gaston 2003). Las preferencias de los elementos del paisaje para una especie determinan las posibilidades que una población colonice exitosamente una localidad. La reproducción, mortalidad y dispersión, determinan también la dinámica de abundancia y de distribución a diferentes escalas espaciales y temporales (Lira-Noriega *et al.* 2013, Osorio-Olvera *et al.* 2016).

La planeación de estrategias de conservación a nivel de paisajes para especies de interés está ocurriendo cada vez con mayor frecuencia (Herrera *et al.* 2018). Lo anterior se debe a la valorización del papel que tienen los procesos ecológicos a esta escala, al mejoramiento de las bases de datos para especies y hábitats y a la preocupante expansión e intensificación de los efectos antropogénicos a nivel de paisaje. Además, la aplicación de planes de manejo a la escala de paisaje trae beneficios para muchas más especies y ambientes y no solo para el grupo biológico de estudio (Fedy *et al.* 2014).

2.3.- Cuencas hidrográficas como modelos de estudio

Una cuenca hidrográfica comprende el territorio de una red hídrica que conduce sus aguas hacia un destino, y la superficie está delimitada por la línea divisoria de las aguas (Maass 2007). A su vez está integrado por subsistemas: biológico, físico, económico y social. En una cuenca hidrográfica, los elementos en el paisaje tienen interacciones; por ejemplo, si se deforestara extensamente en la parte alta de una cuenca, es posible que en épocas lluviosas se produzcan inundaciones en las partes bajas (Cotler y Priego 2007).

Al realizar una investigación biológica, uno de los retos es poder delimitar una zona de estudio que no se base en unidades geopolíticas, y más bien que obedezca a los objetivos y grupo biológico de estudio. En este sentido, las investigaciones en un contexto de cuencas permiten la caracterización integral de los componentes naturales, para entender las interrelaciones entre el medio biológico y la heterogeneidad espacial (Cotler y Priego 2007, Kosoy *et al.* 2007).

En general, los problemas ambientales vienen acompañados por diversos factores. Existen otros fenómenos ecológicos, que también operan a diferentes escalas espaciales y temporales, y generan situaciones igualmente preocupantes (cambio climático, invasión de especies exóticas, cambio de uso de suelo, entre muchos otros, Barriga *et al.* 2007). Todos estos problemas están, directa o indirectamente relacionados entre sí, y además existen los factores involucrados de corte social y económico, que incrementan la complejidad del problema ambiental (Nelson *et al.* 2009).

En los últimos años, nuevos elementos conceptuales se han integrado para la conformación de lo que ahora se conoce como “manejo de ecosistemas” y que constituye un nuevo paradigma con respecto a la forma que ordenamos, usamos, conservamos o restauramos a la naturaleza. Las cuencas hidrográficas como unidades de estudio y manejo son un ejemplo de ello (Pringle 2001, Maass 2007, Nelson *et al.* 2009).

2.4.- Modelos de ocupación de sitio

La ocupación es una estimación que está relacionada con los estudios sobre la modelación de la distribución geográfica, el tamaño poblacional y la dinámica comunitaria. Las estimaciones de la ocupación se utilizan cuando es difícil estimar con precisión la abundancia, sobre todo de especies raras, para modelar asociaciones de hábitat, evaluación del impacto en la toma de decisiones, relaciones interespecíficas y monitoreo de cambios temporales en poblaciones y comunidades (MacKenzie *et al.* 2006, O'Connell y Bailey 2011, Bailey *et al.* 2014).

La ventaja de estimar la ocupación en lugar de la abundancia es porque es más fácil determinar que especie está presente en una muestra, es menos costoso y más preciso (Rovero y Spitale 2016). Cuando se estima la presencia de especies en un sitio con solo una ocasión de muestreo, la proporción de especies no detectadas puede ser alta. La replicación temporal mejora la resolución de las estimaciones de diversidad; pero la replicación espacial mejora la resolución de las estimaciones de diversidad para la comunidad, debido a la distribución irregular de las ocurrencias de especies a través de un paisaje (Guillera-Arroita *et al.* 2010, Iknayan *et al.* 2014).

La probabilidad de ocupación sin intención (Naive Occupancy), incluye la proporción de sitios en los que se registró la especie sobre el total de sitios evaluados en el estudio. Sin embargo, el número real de sitios ocupados por la especie no siempre se conoce de manera precisa, ya que al realizar el muestreo es posible que no se haya detectado la especie en el área a pesar de que esta sí se encuentre presente. A esto se le denomina “detección imperfecta” y, para abordar este problema, se define la probabilidad de detección (p) como la probabilidad de detectar a la especie mientras se analiza el espacio, la probabilidad de ocupación real es la que incluye la detección imperfecta en el análisis (MacKenzie *et al.* 2006).

Los modelos de ocupación parten del hecho de que las especies en vida silvestre tienen detección imperfecta. En muchos de los casos, aun después de una búsqueda exhaustiva algunas de ellas pueden pasar inadvertidas, cuando en

realidad están presentes (MacKenzie *et al.* 2002). Estos modelos, estiman de forma simultánea la probabilidad de ocupación (ψ), dependiente de la probabilidad de detección (p) de especies, a partir de múltiples repeticiones sobre un trayecto de muestreo en sitios establecidos, donde la detección se representa con “1” y la no detección con “0” (MacKenzie *et al.* 2003). Una ventaja de estos modelos es la versatilidad para incorporar factores como la variación temporal (MacKenzie *et al.* 2006).

Los modelos de ocupación estiman la proporción del área ocupada en lugar de la densidad o el tamaño de la población y ofrecen un enfoque más realista. Estos modelos se basan en muestreos repetidos para determinar la presencia de una especie y estimar las probabilidades de detección (Kissling *et al.* 2010). El modelo de una estación tiene como base conceptual que ocurren dos procesos estocásticos, que afectan si una especie es detectada o no en un sitio. 1) un sitio puede estar ocupado (con probabilidad ψ) o no ocupado (con probabilidad $1-\psi$) por una especie. 2) Si el sitio no está ocupado, entonces la especie no será detectada; pero si el sitio si está ocupado, entonces en cada muestreo (j) hay alguna probabilidad de detectar la especie (p_j ; por tanto, la probabilidad de no detectar la especie es un muestreo es $1-p_j$; MacKenzie *et al.* 2002, 2006, Kery *et al.* 2010).

Los modelos de ocupación de sitio tienen dos enfoques, que dependen y están relacionados con los supuestos poblacionales. Modelos de una estación -*Single Season*- y modelos multiestacionales -*Multiple Season*- (MacKenzie *et al.* 2006). Los principales supuestos de los modelos son: (1) el estado de la ocupación de los sitios no cambia durante el periodo de muestreo -poblaciones cerradas-, (2) la probabilidad de ocupación es igual en todos los sitios, (3) la probabilidad de detección de una especie, dada su presencia, es igual en todos los sitios, (4) la detección de la especie en cada sitio de muestreo es independiente en cada repetición y (5) las historias de detección observadas en cada punto son independientes. Para cualquier historial de detección dado, con el uso de estos modelos conceptuales podemos desarrollar una descripción verbal

de los procesos subyacentes que dieron origen a los datos observados (MacKenzie *et al.* 2002, 2006).

El modelo multiestacional parte del interés en ecología de determinar si la ocupación presenta cambios estacionales en la detectabilidad. El concepto de estación será dependiente del tiempo de estudio; podemos relacionar la estación de muestreo a estaciones reproductivas, estaciones del año, años consecutivos o incluso periodos de varios años, a lo largo de los cuales se sospecha varíe la detectabilidad y en consecuencia la ocupación. Esta variación dependerá de la extensión del ciclo reproductivo de los organismos estudiados (MacKenzie *et al.* 2006). En general, el objetivo será evaluar los cambios del estado de ocupación debido a la intervención de factores entre dos o más estaciones consecutivas. En los modelos multiestacionales se incluyen dos parámetros más: probabilidad de extinción (E) y probabilidad de colonización (Y; MacKenzie *et al.* 2003, 2006, Rovero y Spitale 2016).

Con los modelos podemos inferir múltiples hipótesis del sistema ecológico, y necesitamos un método para decidir cuál modelo del total de opciones posible es el que mejor se ajusta a la distribución de datos de las especies. El modelo aceptable es seleccionado con la ayuda de la teoría de la información, el cual define el costo y beneficio de seleccionar uno en particular en favor de otros (Mackenzie *et al.* 2006). Un método es el Criterio de Información de Akaike (AIC, por sus siglas en inglés, Burnham y Anderson 2004). El AIC es útil debido a que penaliza explícitamente cualquier parámetro superfluo en el modelo. De hecho, el concepto clave de la base de este enfoque es el principio de parsimonia, el cual da preferencia a los modelos más simples sobre los más complejos. Valores bajos de AIC representan mejores ajustes y la adición de parámetros (covariables) que tienen una mejora insignificante penaliza el ajuste (MacKenzie y Bailey 2004).

III. ANTECEDENTES

En México se estima una riqueza de 90 especies de aves rapaces, de las cuales 34 son nocturnas (Enríquez *et al.* 2012) y 56 son diurnas (Rojas-Soto y Navarro 2006). Para Chiapas se consideran 48 rapaces diurnas, de éstas alrededor del 70% están consideradas como amenazadas (Rangel-Salazar *et al.* 2005, Vázquez-Pérez *et al.* 2009). Los estudios sobre aves rapaces se encuentran en su mayoría enfocados a describir la dieta o reproducción de especies particulares y generar listados de riqueza de especies. A pesar de la importancia del grupo, se han realizado pocas investigaciones para entender la ecología y generar acciones de manejo y conservación, tanto de especies diurnas (Vázquez-Pérez *et al.* 2009), como nocturnas (Enríquez *et al.* 2012).

La literatura de rapaces en el país está limitada a estudios para regiones puntuales y a listados de especies (Rodríguez-Estrella 2006, De Labra *et al.* 2013), pero no a describir la estructura y diversidad de la comunidad de aves rapaces a escala de paisaje, salvo Tinajero *et al.* (2017) y Martínez-Ruiz y Renton (2017), quienes no encontraron diferencias en la diversidad entre paisajes diferentes, ni entre hábitats y condiciones, al parecer las diferencias están en la diversidad funcional (gremios) o en la densidad de las especies estudiadas. Por otra parte, los estudios sobre modelos de ocupación en realidad son muy escasos; hay pocos artículos publicados realizados en México y casi todos utilizan a los mamíferos como grupo biológico de estudio (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2008, Petracca *et al.* 2013, Carrillo-Rubio *et al.* 2014).

En el estado de Chiapas, las investigaciones sobre aves rapaces y modelos de ocupación siguen el mismo esquema que en el resto del país. Las aves rapaces se han estudiado en la Selva Lacandona, correlacionadas con la fragmentación de bosque y la alteración del hábitat (Íñigo-Elías 1991). En particular en la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote (REBISO), durante la temporada de secas en 2003, se determinó la diversidad y abundancia de las rapaces diurnas en la zona núcleo I y la zona de amortiguamiento de la REBISO. Se registraron un total de 16 especies; con mayor riqueza en la zona de

amortiguamiento (Vázquez 2006). En 2009, en esta misma reserva, se realizó un estudio sobre la variación espacial de los patrones de ocupación y abundancia de especies de aves rapaces y su relación con elementos ambientales, en dos paisajes con diferente nivel de heterogeneidad. Los patrones de ocupación y abundancia variaron en respuesta a elementos ambientales en diferentes escalas. La heterogeneidad del paisaje permitió la presencia de especies de aves rapaces con diferentes requerimientos ecológicos (Rivera 2010). Por lo anterior se plantearon las siguientes hipótesis.

IV. HIPÓTESIS

Hipótesis 1. *La diversidad de la comunidad de aves rapaces, tendrá variación en el espacio y en el tiempo.* La riqueza de especies será mayor en la Planicie, debido a la mayor área y heterogeneidad de ambientes. La riqueza de especies será mayor en la temporada de secas, ya que la disponibilidad de alimentos es menor y los organismos se vuelven más conspicuos durante la búsqueda de recursos (Begon *et al.* 2006).

Hipótesis 2. *La diversidad de aves rapaces aumentará en áreas con mayor heterogeneidad de coberturas.* La hipótesis de la heterogeneidad ambiental establece que la variación del ambiente y los tipos de hábitats, recursos y complejidad estructural incrementan con el espacio disponible, y esto se relaciona positivamente con un incremento en la diversidad de especies (Connell 1978, Tews *et al.* 2004). Por tanto, se espera encontrar una mayor diversidad en las áreas con mayor heterogeneidad de coberturas, y menor diversidad en las áreas menos heterogéneas.

Hipótesis 3. *La diversidad de aves rapaces aumentará en áreas con mayor variación del relieve.* Se conoce que el aumento en el gradiente altitudinal tiene una relación negativa con la diversidad, para especies de vertebrados, incluyendo las aves (Tonn y Magnuson 1982, Hunter y Yonzon 1993), sin embargo, la relación

de la diversidad con la variación del relieve en áreas dentro de un paisaje es poco conocida. En este caso se espera que las áreas con mayor variación del relieve que se encuentran dentro de la Reserva de la Biosfera La Sepultura tendrán mayor diversidad. Por el contrario, las áreas dentro de la Planicie que se caracterizan por escasa o nula variación del relieve tendrán menor diversidad.

Hipótesis 4. *Las probabilidades de ocupación de las especies estarán relacionadas con diferentes elementos del paisaje (coberturas o índices). Las características del paisaje determinan en muchos casos la distribución y ocupación de los sitios para las especies, la relación puede ser de forma positiva o negativa, incluso la variable que beneficia a una especie puede afectar a otra (MacKenzie et al. 2006, Kery et al. 2010).*

V. OBJETIVOS

Propósito de la investigación

Analizar los patrones de diversidad y ocupación de las aves rapaces diurnas en tres cuencas de la vertiente del Pacífico del estado de Chiapas.

Objetivos

- Determinar la riqueza de especies y ocupación de aves rapaces diurnas en las tres cuencas de estudio.
- Analizar la diversidad con respecto a la heterogeneidad de coberturas y variación del relieve.
- Analizar la distribución de las especies de rapaces mediante modelos de ocupación en las tres cuencas de estudio.

VI. MÉTODOS

6.1.- Área de estudio

El estudio se realizó en tres cuencas localizadas en la vertiente del Pacífico de Chiapas, que cubren una superficie de aproximadamente 1000 Km². Las cuencas están delimitadas con base en los ríos Las Arenas, Lagartero y Tiltepec. El área forma parte de la región hidrológica 23 de la costa del estado, determinada por el INEGI. Las cuencas se forman en las montañas de la Reserva de la Biosfera La Sepultura -REBISE- (SEMARNAP 1999), la cual es un área que conserva una superficie boscosa, con alta diversidad biológica. Culminan en Laguna Mar Muerto, que es un sistema lagunar costero de aguas salobres que es refugio de muchas especies de fauna marina y varias especies de aves (Ramos 2015). Los límites de las cuencas fueron establecidos de acuerdo con la Comisión Nacional del Agua (INEGI 2017), y se realizó la delimitación automatizada en ArcGis 10.2.1 para elaborar los mapas utilizados en este estudio (Figura 1).

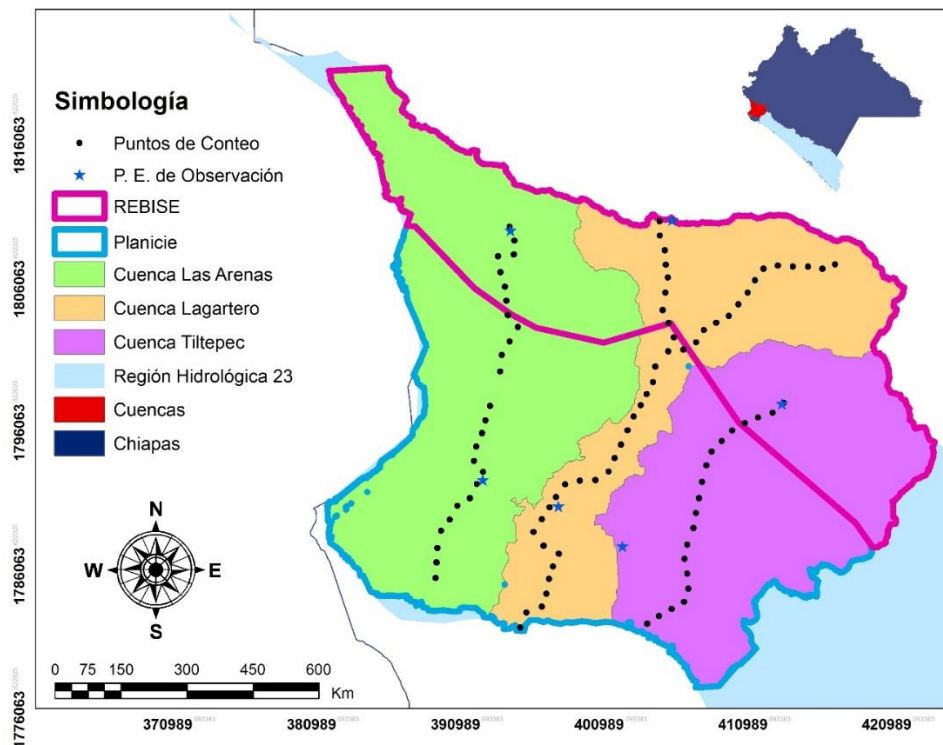


Figura 1. Localización geográfica de las tres cuencas de estudio (Las Arenas, Lagartero y Tiltepec) y ubicación de los puntos de conteo y puntos elevados de observación, en la Vertiente del Pacífico del estado de Chiapas, México

En las tres cuencas encontramos varios tipos de vegetación como son la selva mediana y baja subperennifolia, selva baja caducifolia, sabanas, bosque de pino, bosque de pino-encino, vegetación secundaria, acahuales y áreas agrícolas (SEMARNAP 1999). Esta zona al estar próxima a la región del istmo de Tehuantepec, la hace un punto de convergencia de rutas migratorias de varias especies de aves rapaces que se desplazan en otoño y primavera a lo largo de la costa del Pacífico (Ruelas 2010).

6.2.- Diseño de muestreo en campo

Para el muestreo de las aves rapaces diurnas se establecieron 95 puntos fijos de conteo (Andersen 2007), que están separados entre ellos por una distancia aproximada de 1000 m. Se ha demostrado que este diseño de muestreo puede ser usado para estimar la distribución de rapaces, su abundancia relativa, diversidad y uso de hábitat (Marin y Schmitt 1996). Los puntos de conteo se establecieron en una ruta sobre cada una de las cuencas, distribuidos de la siguiente manera: 26, 49 y 20 puntos en Las Arenas, Lagartero y Tiltepec respectivamente, con orientación perpendicular a la costa, con el fin de cubrir el rango de variación del relieve. (Figura 1). Los puntos de conteo fueron visitados una vez al mes durante los periodos de enero a marzo (secas) y junio a agosto (lluvias) de 2017. Los conteos se realizaron durante las primeras seis horas de luz del día, se permanecieron 10 minutos en cada punto registrando las especies de rapaces diurnas que se observaron y el número de registros.

Para incrementar el registro de la riqueza de especies se colocaron puntos elevados de observación (Figura 1). Se establecieron seis puntos (dos en cada cuenca), en sitios que permitían tener una visibilidad amplia del territorio, los puntos se visitaron una vez por mes en horarios alternos, de 7 a 10 y de 11 a 14 horas. La observación se realizó con binoculares Eagle Optics 10x50 y un telescopio Kowa TSN-601; la identificación de las especies se hizo con la ayuda de las guías de campo de Howell y Webb (1995), National Geographic Society (2002) y van Perlo (2006).

Se utilizaron dos zonas dentro del área de estudio, que presentan características diferentes, en términos de manejo y conservación de las especies y su hábitat, para contrastar si existen diferencias en la riqueza de especies. La zona que se denominó como REBISE, es el área que pertenece a la Reserva de la Biosfera La Sepultura, en la que predomina la cobertura boscosa y terreno escarpado, él área que se utilizó va de los 65 a los 960 msnm. La zona que se denominó como Planicie, corresponde a la parte baja de las cuencas, donde la variación del relieve no es abrupta, va del nivel del mar a los 160 msnm. En esta zona no se llevan a cabo acciones de conservación de la biodiversidad, y predominan sitios con vegetación secundaria, acahuales y pastizales (Figura 1).

6.3.- Caracterización del área de estudio y métricas del paisaje para el análisis geográfico

El análisis geográfico se compone de dos conjuntos de índices; índices de variación del relieve e índices de heterogeneidad de coberturas. Para analizar la variación del relieve se utilizó el Modelo Digital de Elevaciones (MDE) del estado de Chiapas, con una resolución espacial de 15 metros (INEGI 2017). Un MDE, es la representación digital de la elevación de la superficie terrestre con respecto a cualquier datum de referencia. El MDE es usado para determinar atributos del terreno, tales como la elevación en cualquier punto, la pendiente y el aspecto (Balasubramanian 2017). Para el caso de la heterogeneidad de coberturas, se obtuvo una imagen satelital Sentinel 2 del área de estudio, con resolución espacial de 10 metros. Se realizó la clasificación de la imagen satelital mediante métodos no supervisados, con el algoritmo ISODATA, en el software ArcGis 10.2.1.

Se utilizó un área búfer de 28.28 hectáreas para cada punto de conteo. Dentro de esta área, se estimó la superficie en hectáreas de cada clase de cobertura, se extrajo la información para el cálculo de los índices de variación del relieve a partir del MDE y los índices de heterogeneidad de coberturas a partir de la imagen satelital clasificada. Se estimaron 11 métricas a nivel de paisaje para caracterizar ambos grupos de variables (variación del relieve y heterogeneidad de

coberturas). Las métricas para ambos casos se describen en el Cuadro 1. Los análisis se obtuvieron mediante el software Fragstats (McGarigal *et al.* 2012).

Cuadro 1. Descripción de las métricas de paisaje (McGarigal 2015), utilizadas para cuantificar la variación del relieve y heterogeneidad de coberturas en tres cuencas de la Vertiente del Pacífico del estado de Chiapas.

Abreviación	Métrica	Descripción
LPI	Índice del parche más grande (Largest Patch Index)	Cuantifica el porcentaje del área total del paisaje, comprendida por el parche más grande.
NP	Número de Parches (Number of Patches)	Número total de parches en el paisaje.
SPLIT	Índice de segregación (Splitting Index)	Es una medida de la fragmentación del paisaje, está basado en la distribución de área acumulada en los parches. Tiene un valor de uno, cuando el paisaje consta de un solo parche, e incrementa cuando el paisaje incrementa su subdivisión en parches más pequeños.
MESH	Tamaño efectivo de malla (Effective Mesh Size)	Es una medida de la fragmentación del paisaje, está basado en la probabilidad de que dos píxeles (coberturas) seleccionado aleatoriamente estén en el mismo parche, multiplicando la probabilidad por el área total del paisaje.
CONTAG	Índice de contagio (Contagion Index)	Mide la adyacencia presente de dos píxeles de igual categoría, sobre toda la adyacencia posible dado el número de parches.
IJI	Índice de entremezclado y yuxtaposición (Interspersion and Juxtaposition Index)	Se basa en las adyacencias de parches. Mide el grado de aislamiento y combinación de parches. El valor se aproxima a 100 cuando todos los tipos de parches son igualmente adyacentes a todos los otros tipos de parches.
AI	Índice de agregación (Aggregation Index)	Calcula la frecuencia con la que diferentes tipos de parches similares aparecen juntos, dada la composición del paisaje. Equivale a cero cuando los tipos de parches están maximente desagregados (no hay adyacencias similares).
LSI	Índice de forma del paisaje (Landscape Shape Index)	Mide la forma -irregularidad- del paisaje. El valor incrementa sin límite cuando la forma del paisaje llega a ser más irregular.
PR	Riqueza de parches (Patch Richness)	Número de tipos de clases (coberturas) presentes en el paisaje.
SHDI	Índice de diversidad de Shannon (Shannon's Diversity Index)	Es el índice ecológico de diversidad, pero aquí aplicado a los paisajes. Tomando a las coberturas como especies y a los píxeles como los datos de

		abundancias.
SIDI	Índice de diversidad de Simpson (Simpson's Diversity Index)	También es otro índice de diversidad popular, representa la probabilidad de que dos pixeles seleccionados al azar sean de diferentes tipos de parches.

6.4.- Descripción y comparación de la comunidad de aves rapaces diurnas, entre cuencas, zonas diferentes y temporadas climáticas

Se elaboró una curva de acumulación de especies mediante la propuesta de Chao, en cada una de las cuencas. La curva de acumulación de Chao, considera el número de registros para estimar la proporción de fauna registrada y la pendiente al final de la curva. Lo anterior para evaluar que tan complejo fue el inventario y estimar el esfuerzo de muestreo.

Para determinar qué tan similares son las comunidades de rapaces entre las cuencas, zonas y temporadas climáticas se realizaron los siguientes análisis. Cuencas, se realizó una prueba de ANOVA para la riqueza de especies y una prueba de Kruskal-Wallis para el número de registros. Zonas, se realizó una prueba de T de Student para la riqueza de especies y una prueba de U de Mann-Whitney para el número de registros. Temporadas, se realizó una prueba de U de Mann-Whitney para la riqueza de especies y número de registros. La normalidad para todas las variables se evaluó con la prueba de Shapiro Wilk. Por otra parte, se obtuvo el índice de similitud de Morisita-Horn, y un escalamiento multidimensional no métrico para comparar resultados (NMDS, por sus siglas en inglés).

Para medir la relación entre la diversidad y las variables de cobertura y de paisaje, se realizaron análisis de regresión y correlación de la diversidad de especies (índice de diversidad de Shannon, con todos los puntos de conteo), versus clases de coberturas, índices de variación del relieve e índices de heterogeneidad de coberturas. Previamente se realizaron análisis de componentes principales (PCA, por sus siglas en inglés, Anexo 1) para evitar colinealidad entre variables.

Se realizaron análisis de correspondencia canónica (CCA, por sus siglas en inglés, Anexo 2), para determinar qué variables del paisaje (tipos de coberturas, variación del relieve y heterogeneidad de coberturas) responden a la distribución de datos de las especies. El resultado obtenido en el CCA sirvió de base para relacionar las especies en los modelos de ocupación. Los análisis ecológicos se hicieron en el software EstimateS 9.1, los análisis estadísticos se hicieron en R, bajo RStudio 1.1.383 (R Core Team 2017).

6.5.- Modelos de ocupación

Se realizaron modelos de ocupación multiestacionales (secas y lluvias), y por temporada (Anexo 3, Rovero y Spitale 2016). Para obtener las probabilidades de ocupación y de detección para cada especie, los datos de presencia y no presencia se analizaron en el programa R Studio, con la paquetería unmarked (Fiske y Chandler 2011).

La selección del mejor modelo se realizó mediante el Criterio de Información de Akaike (AIC) que permite seleccionar entre varios modelos el que mejor describe el conjunto de datos (Burnham y Anderson 2004), además de inferir cuál o cuáles variables están asociadas con la presencia de las especies. La ocupación total obtenida para cada especie se correlacionó con la abundancia para probar la relación abundancia-ocupación. La ocupación de cada especie por sitio se relacionó con los niveles de perturbación. Los niveles de perturbación se midieron a partir de la cantidad de cobertura urbana y modificación del paisaje en cada área buffer del punto de conteo. Se eligieron cinco categorías proporcionales, alto: >80% (21.8 ha), considerado: 61-80% (16.6-21.7 ha), medio: 41-60% (11.1-16.5 ha), moderado: 21-40% (5.7-11 ha) y bajo: <20% (5.6 ha).

VII. RESULTADOS

7.1.- Riqueza de especies, abundancia y composición de aves rapaces diurnas

El total de especies de rapaces diurnas registradas en las tres cuencas estudiadas fueron 23 (Cuadro 2) y están representadas las cuatro familias de rapaces diurnas reportadas para Chiapas. Se obtuvieron en total 5,049 registros (Anexo 4), de éstos 2,170 (43%) corresponden a aves rapaces diurnas migratorias, por lo que para los análisis sólo se utilizó la información de las especies residentes (2,879 registros).

Tres especies migratorias presentaron la mayoría de los registros: *Buteo swainsoni* (1,640), *Cathartes aura* (450) y *Coragyps atratus* (80). De las especies residentes, los zopilotes tuvieron el mayor número de registros *C. atratus* con 1,373 y *C. aura* con 1,019, siguieron dos especies de aguilillas (*Rupornis magnirostris* con 134 y *Buteo plagiatus* con 100). Tres especies se registraron en una sola ocasión durante todo el muestreo (*Rostrhamus sociabilis*, *Elanus leucurus* y *Pandion haliaetus*).

Cuadro 2. Composición de especies de aves rapaces diurnas registradas en tres cuencas de la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante la temporada de secas (enero - marzo) y la temporada de lluvias (junio - agosto) de 2017. Nombre común en español, tomado de Escalante *et al.* 2014. Método: Método de registro, PC= Puntos de conteo, PE= Puntos elevados de observación. NOM: Estatus en la Norma Oficial Mexicana No. 59. El orden taxonómico de las especies se basó en la lista de aves del AOU (American Ornithologist's Union 1998).

Especie	Nombre común en español	Método	NOM
Cathartidae			
<i>Coragyps atratus</i>	Zopilote común	PC, PE	
<i>Cathartes aura</i>	Zopilote aura	PC, PE	
<i>Cathartes burrovianus</i>	Zopilote sabanero	PC, PE	Pr
<i>Sarcoramphus papa</i>	Zopilote rey	PC, PE	P
Pandionidae			
<i>Pandion haliaetus</i>	Gavilán pescador	PC	
Accipitridae			
<i>Chondrohierax uncinatus</i>	Gavilán pico gancho	PC, PE	Pr
<i>Elanus leucurus</i>	Milano cola blanca	PC	
<i>Rostrhamus sociabilis</i>	Gavilán caracolero	PE	Pr
<i>Accipiter cooperi</i>	Gavilán de Cooper	PC, PE	Pr
<i>Buteogallus anthracinus</i>	Águila negra menor	PC, PE	Pr
<i>Buteogallus urubitinga</i>	Águila negra mayor	PC	Pr
<i>Rupornis magnirostris</i>	Aguililla caminera	PC, PE	
<i>Parabuteo unicinctus</i>	Aguililla rojinegra	PC, PE	Pr
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	Aguililla cola blanca	PC	Pr
<i>Buteo plagiatus</i>	Aguililla gris	PC, PE	
<i>Buteo brachyurus</i>	Aguililla cola corta	PC, PE	
<i>Buteo swainsoni</i>	Aguililla de Swainson	PC, PE	Pr
<i>Buteo albonotatus</i>	Aguililla aura	PC, PE	Pr
<i>Buteo jamaicensis</i>	Aguililla de cola roja	PC, PE	
Falconidae			
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	Halcón guaco	PC, PE	
<i>Micrastur semitorquatus</i>	Halcón selvático de collar	PC, PE	Pr
<i>Caracara cheriway</i>	Caracara quebrantahuesos	PC, PE	
<i>Falco sparverius</i>	Cernícalo americano	PC, PE	

7.2.- Curvas de acumulación de especies

La curva de acumulación de especies para el total de registros del área de estudio estima un 96% de aves rapaces registradas, con una pendiente al final de la curva de 0.0019. Las curvas de acumulación de especies para las cuencas Las Arenas, Lagartero y Tiltepec, estiman una proporción de fauna registrada del 86%, 95% y 87% respectivamente, con una pendiente al final de la curva de 0.0049, 0.0026 y 0.013 (Figura 2).

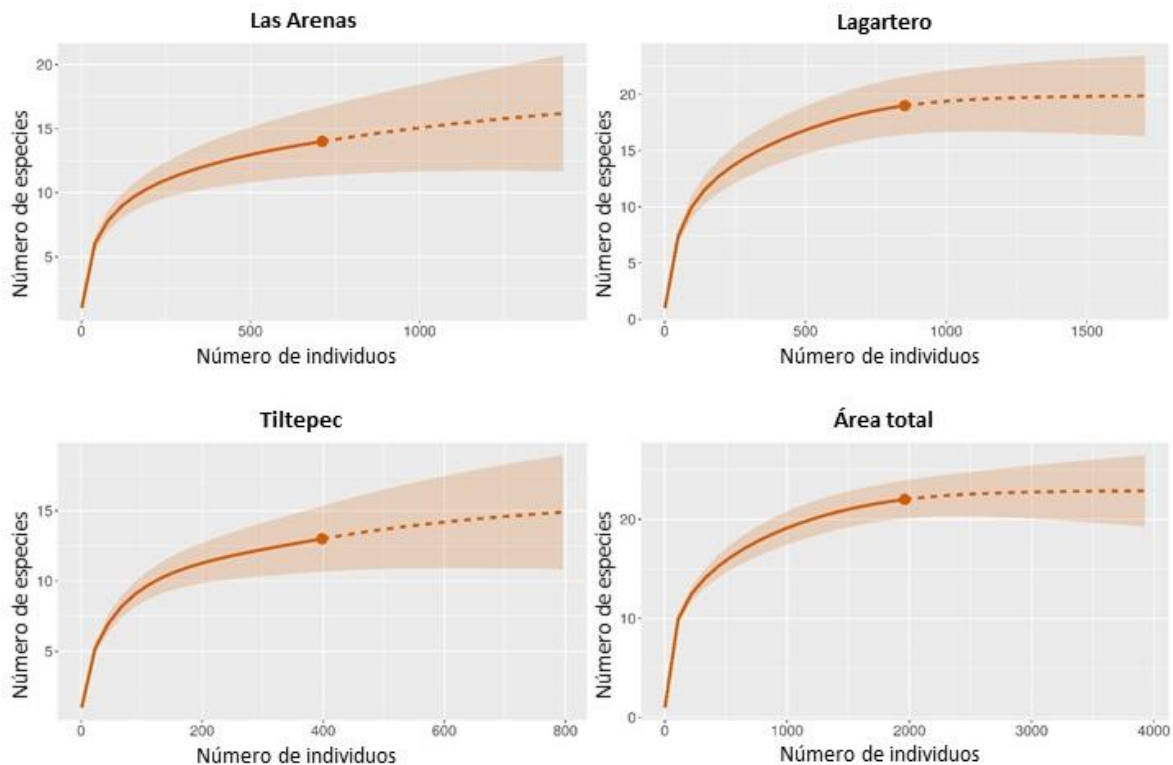


Figura 2. Curvas de acumulación de especies mediante el modelo de Clench para cada una de las cuencas y el área total de estudio, en la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante la temporada de secas (enero - marzo) y la temporada de lluvias (junio - agosto) de 2017.

7.3.- Variación espacial y temporal de aves rapaces diurnas

La riqueza de especies encontradas entre las cuencas no fue diferente ($F_{2,92}=2.30$, $p > 0.05$), al igual que el número de registros de especies ($H=5.53$, $p > 0.05$). A pesar de que en Lagartero se registró el mayor número de especies (19) y registros (1,152). En las otras dos cuencas hubo la mayor riqueza de especies promedio y número de registros por punto (Figura 3). La riqueza de especies entre las zonas Planicie y REBISE no fue diferente ($t=1.92$, $p > 0.05$), por el contrario, el número de registros presentó variación ($W=1443.5$, $p < 0.01$). La zona de la Planicie presentó la mayor riqueza de especies (22), el mayor número de registros, acumulados (1,994) y registros promedio por punto (23.85 ± 17.8 ; Figura 3), como se predijo en la hipótesis uno. Cinco especies se presentaron exclusivamente en la zona de Planicie, *Cathartes burrovianus*, *Elanus leucurus*, *Falco sparverius*, *Pandion haliaetus* y *Rostrhamus sociabilis*. Mientras que *Sarcoramphus papa*, fue la única especie exclusiva de la zona de la REBISE.

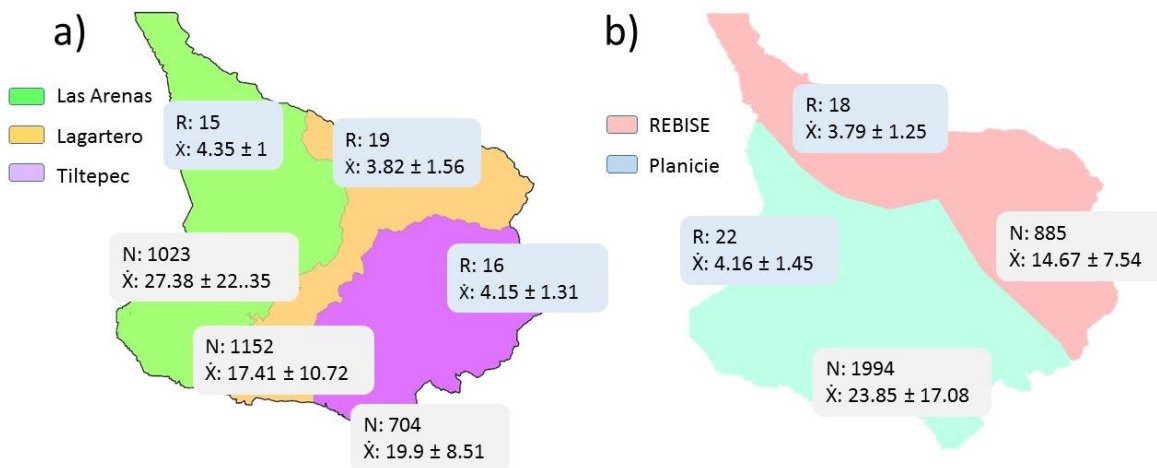


Figura 3. Riqueza de especies de aves rapaces diurnas (R) y números de registros (N), acumulados y en promedio, por cada cuenca (a) y en las dos zonas diferentes (b), en la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante la temporada de secas (enero - marzo) y la temporada de lluvias (junio - agosto) de 2017.

Con respecto a las temporadas (secas y lluvias), la riqueza de especies presentó diferencias ($W= 7366.5$, $p < 0.001$), igual que el número de registros ($W= 6608.5$, $p < 0.001$). La temporada de secas presentó la mayor riqueza de especies y el mayor número de registros (Figura 4), como se predijo en la hipótesis uno. Por otra parte, hay especies que solo se registraron en la temporada de secas (*Falco sparverius*, *B. swainsoni*, *B. albonotatus*, *Buteogallus urubitinga*, *Pandion haliaetus*, *Geranoaetus albicaudatus*). Y solamente dos especies en la temporada de lluvias (*Sarcoramphus papa* y *Elanus leucurus*).

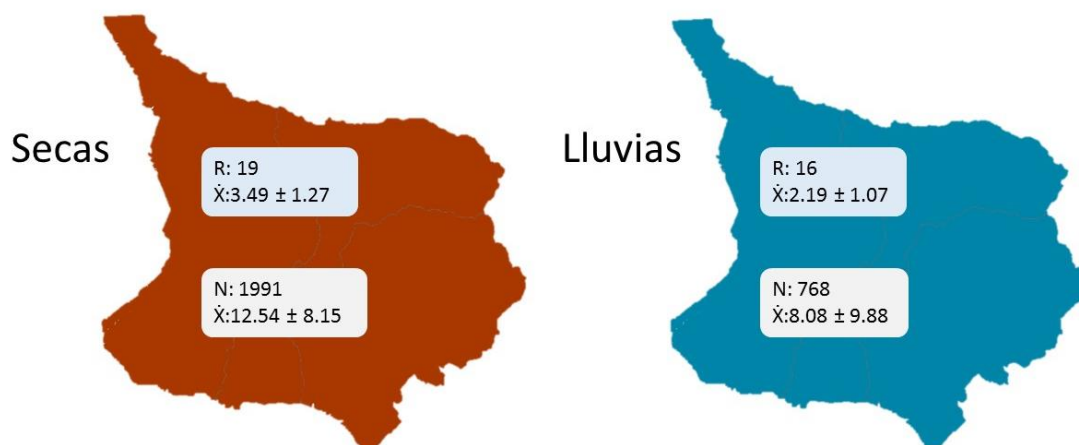


Figura 4. Riqueza de especies de aves rapaces diurnas y números de registros (acumulados y en promedio) por temporada climática, en la Vertiente del Pacífico de Chiapas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017.

La similitud de especies, estimado con el índice de Morisita-Horn entre las tres cuencas fue de 0.99, y entre las dos zonas fue de 0.89. El análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), corrobora que la composición de especies es similar entre las cuencas y las zonas (Figura 5). El índice de similitud de Morisita-Horn entre las dos temporadas climáticas fue de 0.84, similitud que se corrobora con el NMDS (Figura 6).

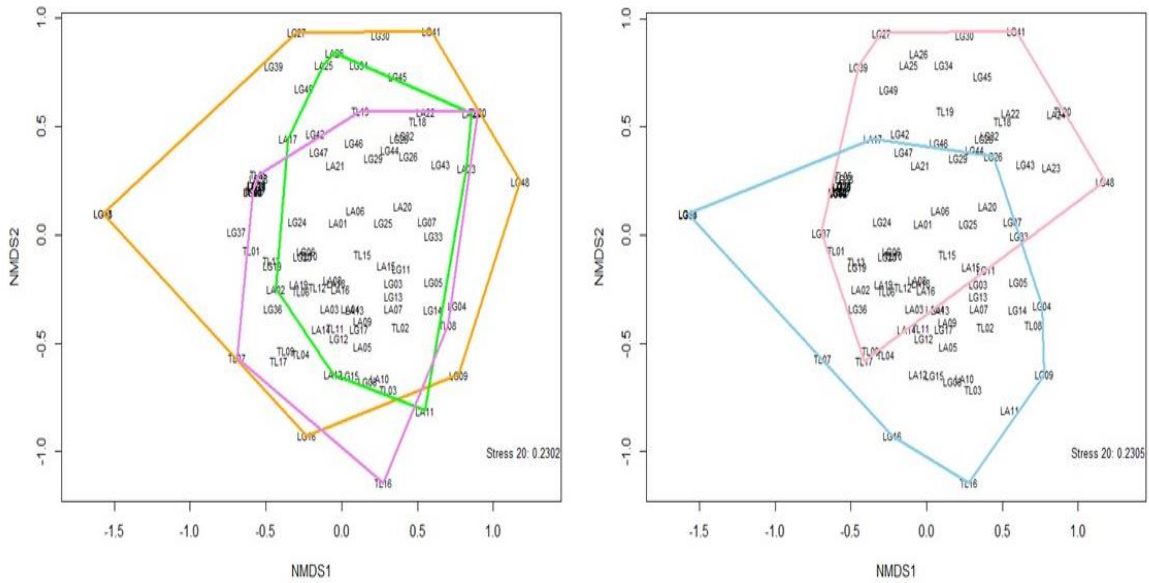


Figura 5. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), con los datos de registros de especies de aves rapaces diurnas, en las tres cuencas y en las dos zonas diferentes de la Vertiente del Pacífico del estado de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017.

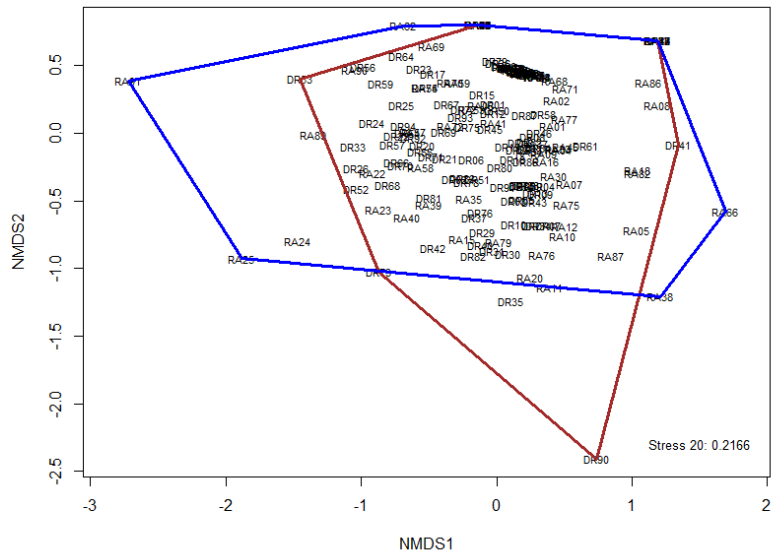


Figura 6. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), con datos de los registros de especies de aves rapaces diurnas, en dos temporadas de climáticas, en la Vertiente del Pacífico de Chiapas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017.

7.4.- Características del paisaje y análisis geográfico

Se identificaron ocho clases de coberturas con la clasificación no supervisada de la imagen satelital (Figura 7). Las clases fueron selva mediana (SM), selva baja caducifolia (SBC), vegetación secundaria (VS), acahuales (ACAH), pastizales (PAST), suelo desnudo (SD), asentamientos humanos (AH) y cuerpos de agua (AGUA). Con la imagen clasificada se calculó el número aproximado de hectáreas por cada clase, la cobertura de selva baja caducifolia presentó mayor número de hectáreas, y los cuerpos de agua son los menos representados en el paisaje (Anexo 5). Además, se comparó el número de hectáreas de cada clase entre las cuencas, para verificar que son numéricamente similares, y entre las zonas para verificar las diferencias en cantidad de hectáreas entre coberturas (Figura 8).

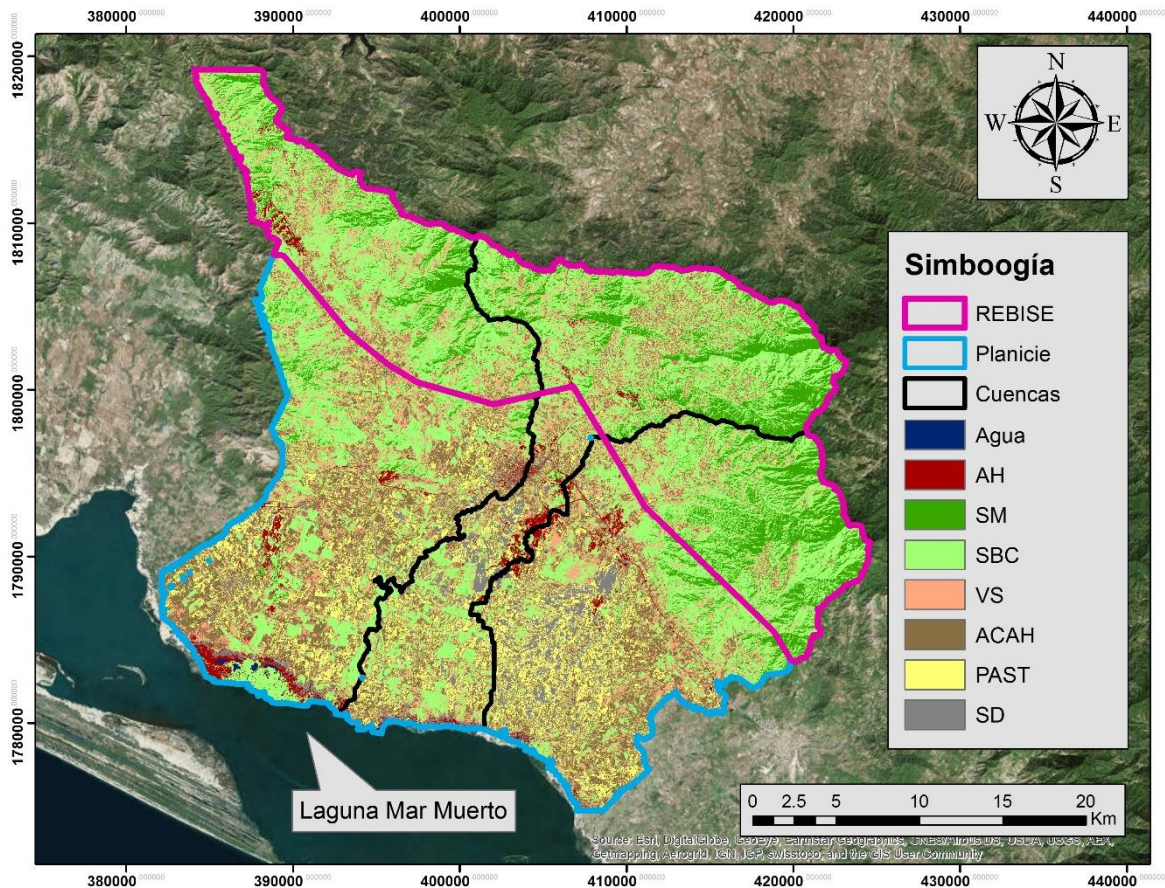


Figura 7. Distribución de las ocho clases de coberturas obtenidas de la clasificación de imagen satelital de las tres cuencas (métodos no supervisados) en la Vertiente del Pacífico de Chiapas. AH: Asentamiento humanos, SM: Selva mediana, SBC: Selva baja caducifolia, VS: Vegetación secundaria, ACAH: Acahuales, PAST: Pastizales y SD: Suelo desnudo.

El análisis de las variables geográficas del paisaje a través del análisis de componentes principales se realizó para determinar variables con colinealidad. Las variables no colineales se utilizaron posteriormente, para evaluar las relaciones con los modelos de ocupación de especies de aves rapaces diurnas. Se utilizaron los ocho tipos de coberturas. De los 11 índices de paisaje (Cuadro 1) con los que se caracterizó tanto a la variación del relieve como la heterogeneidad de coberturas, cinco de ellos no presentaron colinealidad para la variación del relieve (SPLIT, MESH, IJI, AI, LSI). Seis índices no presentaron colinealidad para la heterogeneidad de coberturas (MESH, IJI, AL, LSI, PR, SHDI).

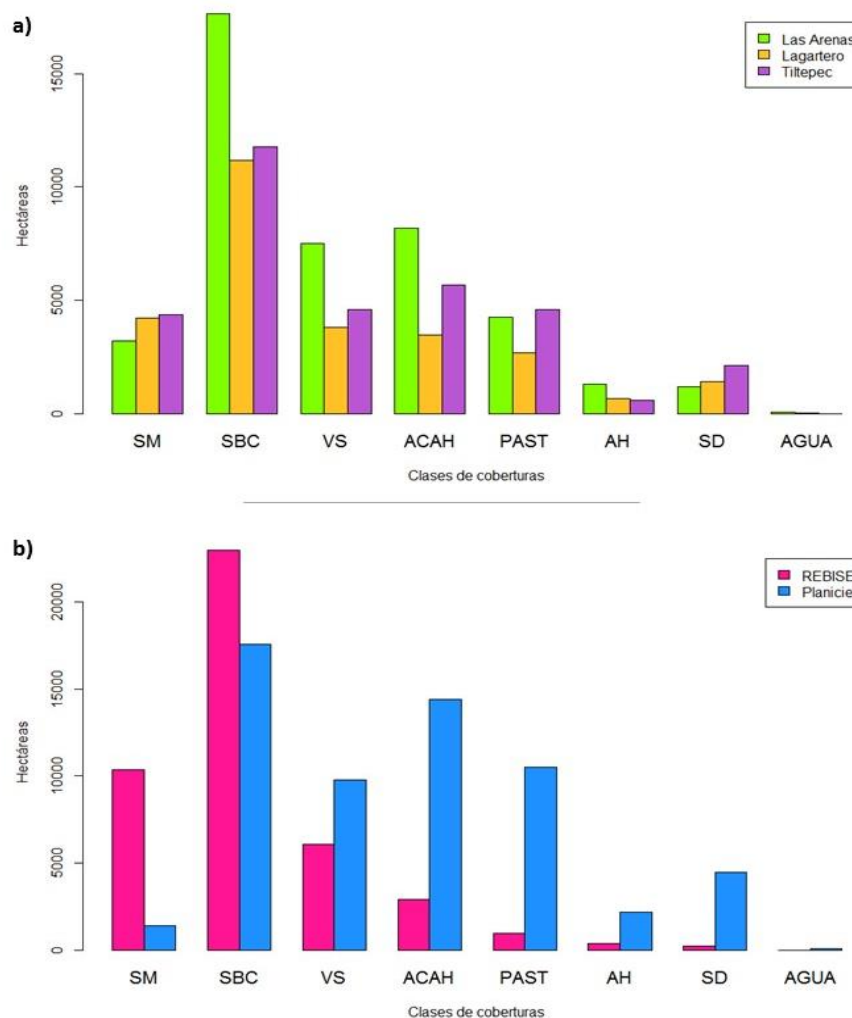


Figura 8. Cantidad aproximada de hectáreas por clase en cada cuenca (a) y en las zonas diferentes (b), a partir de la clasificación de imagen satelital, en la Vertiente del Pacífico de Chiapas. SM: Selva mediana, SBC: Selva baja caducifolia, VS: Vegetación secundaria, ACAH: Acahuales, PAST: Pastizales, AH: Asentamiento humanos, SD: Suelo desnudo y AGUA: Cuerpos de agua.

7.5.- Heterogeneidad del paisaje y diversidad

Los análisis de correlación fueron significativos para dos variables de un total de 19. La diversidad (H') de aves rapaces diurnas tiene relación negativa con la cobertura de asentamientos humanos, y con el índice de entremezclado y yuxtaposición de coberturas -IJI- (Figura 9, Anexo 6). Los análisis de asociación de las especies de aves rapaces con las variables de cobertura y heterogeneidad, analizadas con los CCA, relacionan a ocho especies con la cobertura de selva baja caducifolia y selva mediana, seis especies con pastizales, cuatro con asentamientos humanos y suelos desnudos y tres especies con la vegetación secundaria (Cuadro 3). Con respecto a las hipótesis dos y tres, no se encontró una correlación significativa entre la comunidad de rapaces y el incremento de la heterogeneidad de coberturas, ni con el aumento de la variación del relieve.

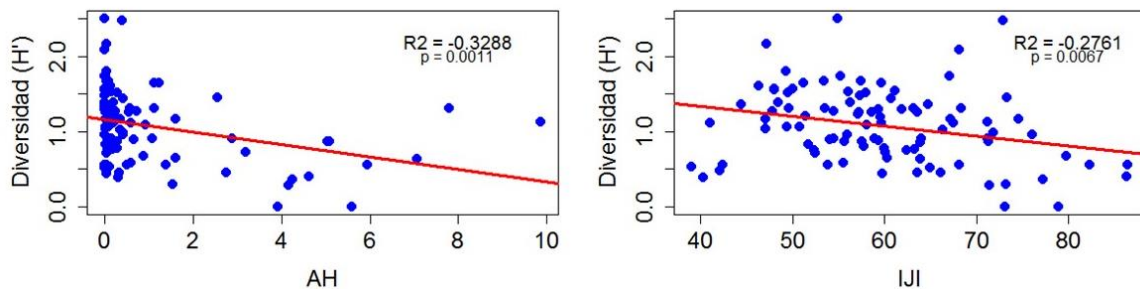


Figura 9. Análisis de correlación de la diversidad de aves rapaces diurnas, con los asentamientos humanos y el índice de entremezclado y yuxtaposición de coberturas, en la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017.

Cuadro 3. Variables de tipo de cobertura, variación del relieve y heterogeneidad de coberturas, relacionadas con los registros de especies de aves rapaces diurnas en el Análisis de Correspondencia Canónica, en la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017. El orden de las especies está con base en el uso de cobertura.

Especie	Tipo de cobertura	Variación del relieve	Heterogeneidad de coberturas
<i>Coragyps atratus</i>	AGUA, AH	-	LSI, IJI, SHDI
<i>Cathartes burrovianus</i>	AGUA, AH	AI	-
<i>Pandion haliaetus</i>	AGUA, AH	-	LSI
<i>Elanus leucurus</i>	AGUA, AH	MESH	SHDI
<i>Sarcoramphus papa</i>	SBC, SM	SPLIT, LSI	MESH, AI
<i>Accipiter cooperi</i>	SBC, SM	SPLIT, LSI	MESH, AI
<i>Buteogallus anthracinus</i>	SBC, SM	SPLIT, LSI	MESH, AI
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	SBC, SM	SPLIT, LSI	LSI, IJI, SHDI
<i>Buteo plagiatus</i>	SBC, SM	SPLIT, LSI	MESH, AI
<i>Buteo brachyurus</i>	SBC, SM	SPLIT, LSI	MESH, AI
<i>Buteo jamaicensis</i>	SBC, SM	SPLIT, LSI	MESH, AI
<i>Micrastur semitorquatus</i>	SBC, SM	SPLIT, LSI	SHDI
<i>Cathartes aura</i>	VS	IJI	LSI, IJI, SHDI
<i>Chondrohierax uncinatus</i>	VS	IJI	-
<i>Bueogallus urubitinga</i>	VS	SPLIT, LSI	-
<i>Rupornis magnirostris</i>	PAST	MESH	-
<i>Buteo swainsoni</i>	PAST	AI	-
<i>Buteo albonotatus</i>	PAST	MESH	SHDI
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	PAST	MESH	-
<i>Caracara cheriway</i>	PAST	AI	-
<i>Falco sparverius</i>	PAST	MESH	-
<i>Parabuteo unicinctus</i>	-	IJI	-

7.6.- Modelos de ocupación de aves rapaces diurnas

Para los modelos de ocupación, se realizaron 396 modelos multiestacionales, es decir, se evaluaron 18 variantes para cada una de las 22 especies. Se eligió al final un modelo por especie de acuerdo con el valor de AIC. Los modelos de las especies *Cathartes burrovianus*, *Sarcoramphus papa*, *Geranoaetus albicaudatus* y *Micrastur semitorquatus*, fueron los únicos en los que no difiere la estimación de ocupación, respecto a la ocupación naive. De estos modelos, nueve respondieron a índices de variación del relieve, ocho a variables de coberturas y cinco a índices de heterogeneidad de coberturas (Anexo 7 y 8).

Con respecto a la temporada de secas y lluvias, se realizaron 630 modelos, es decir, se evaluaron 18 variantes para cada especie, de las cuales se eligieron 19 modelos para la temporada de secas y 16 para la temporada de lluvias de acuerdo con el valor del AIC. En la temporada de secas, los registros de las especies *Parabuteo unicinctus*, *Geranoaetus albicaudatus* y *Micrastur semitorquatus* no se ajustaron a ninguna distribución del modelo de ocupación. En la temporada de lluvias la distribución de registros de las especies *Cathartes burrovianus*, *Elanus leucurus*, *Buteo jamaicensis* y *Micrastur semitorquatus* no se ajustaron a ninguna distribución del modelo de ocupación. De manera general, en los modelos de una temporada, las variables de cobertura se ajustaron mejor para responder a la probabilidad de ocupación de cada especie (Anexo 9 y 10).

La probabilidad de ocupación general de las especies varió desde 0.99 para el zopilote aura (*Cathartes aura*), hasta 0.002 para el zopilote sabanero (*C. burrovianus*). Otras especies como *Rupornis magnirostris* ($\psi = 0.65$), *Buteo brachyurus* ($\psi = 0.65$), *B. albonotatus* ($\psi = 0.63$) y *Herpetotheres cachinans* ($\psi = 0.58$), también presentaron altos valores de probabilidad de ocupación (Figura 10, Anexo 7). La probabilidad de ocupación varió significativamente entre temporadas climáticas para tres especies: *Buteo plagiatus*, *B. jamaicensis* y *Chondrohierax uncinatus* (Figura 11, Anexo 9). La abundancia expresada como números de registros, se relaciona positivamente y significativamente con la probabilidad de ocupación (Figura 12).

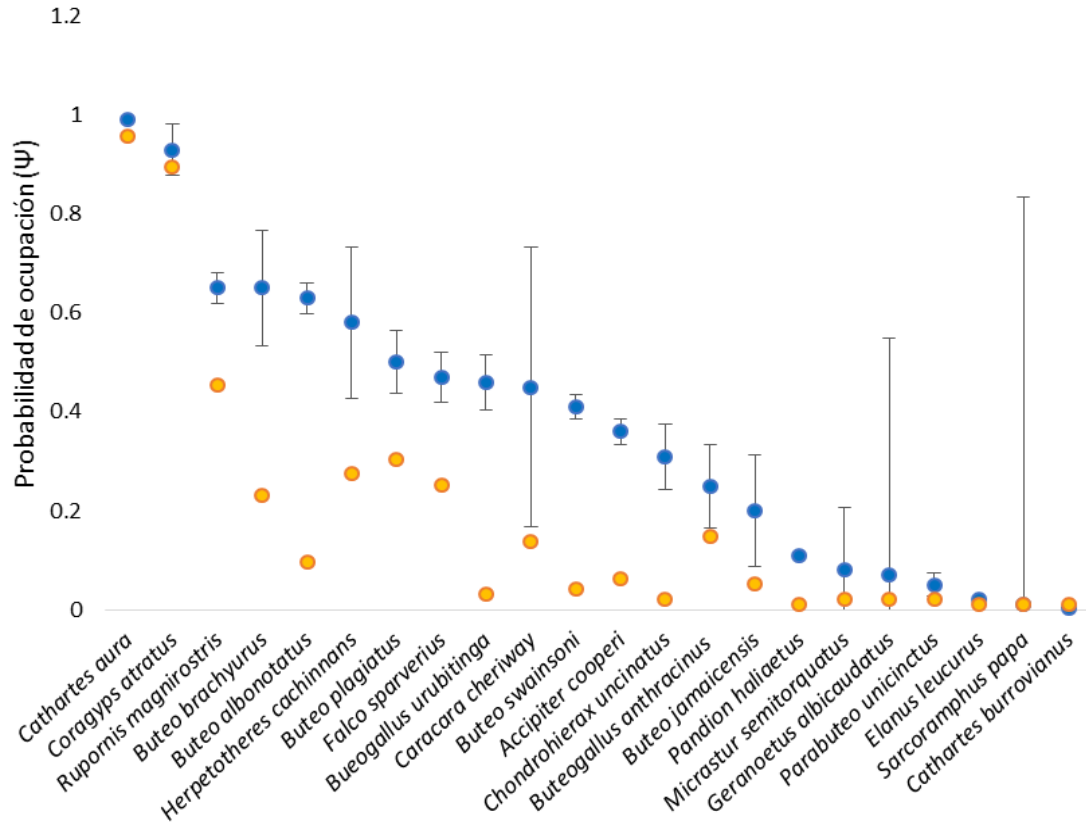


Figura 10. Probabilidad de ocupación para cada especie de ave rapaz diurna (color azul) y su desviación estándar, obtenida mediante modelos de ocupación multiestación, en tres cuencas de la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante la temporada de secas (enero-marzo, círculos amarillos) y la temporada de lluvias (junio-agosto, círculos azules) de 2017. Los círculos color amarillo representan la ocupación naive.

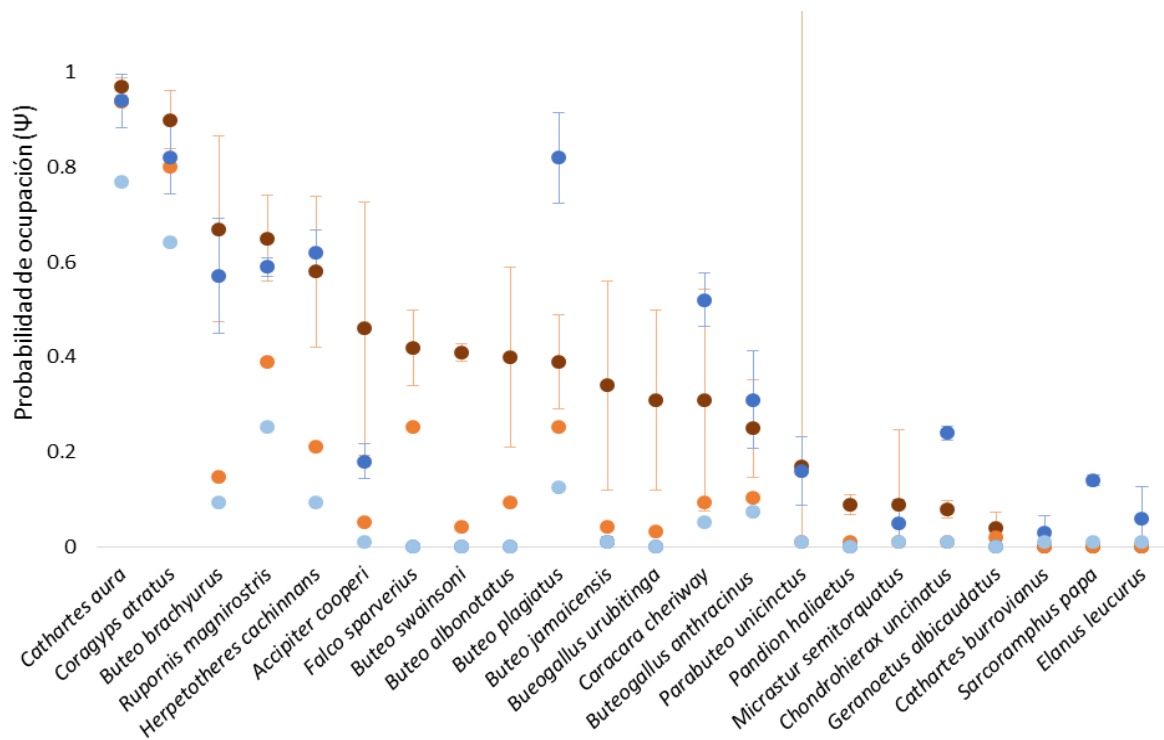


Figura 11. Probabilidad de ocupación (Ψ) para cada especie de ave rapaz diurna, obtenidas mediante modelos de ocupación de una estación, en cada una de las temporadas climáticas, en la Vertiente del Pacífico de Chiapas, secas (enero – marzo, color café) y lluvias (junio – agosto, color azul) de 2017. SD; desviación estándar, Psi (Naive): ocupación naive, Ψ (var): Variable que explica la ocupación.

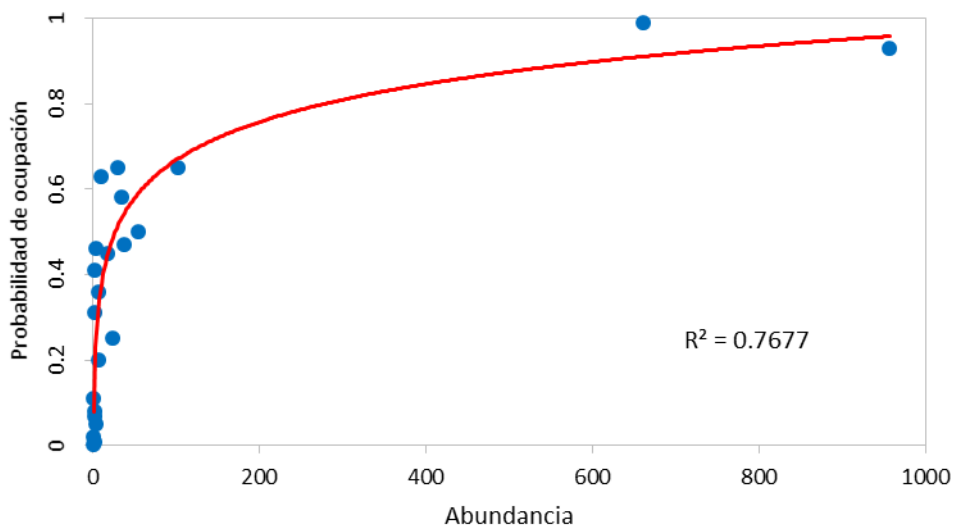


Figura 12. Correlación entre la abundancia (número total de registros de cada especie) y la probabilidad de ocupación de las especies de aves rapaces diurnas, en la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero-marzo) y lluvias (junio-agosto) de 2017.

En cuanto a los patrones de ocupación, se identificaron cuatro patrones para las aves rapaces diurnas. Si se visualiza la cuenca en un gradiente, donde el área de la REBISE es la parte alta y la zona de la Planicie la parte baja; siete especies obedecen una configuración de la ocupación de mayor a menor en este mismo sentido. Ocho especies tienen el patrón contrario, probabilidad de ocupación menor en la REBISE y en aumento hacia la Planicie. Dos especies ocupan casi en su totalidad el área y cinco especies tienen un patrón de ocupación disperso (Figura 13).

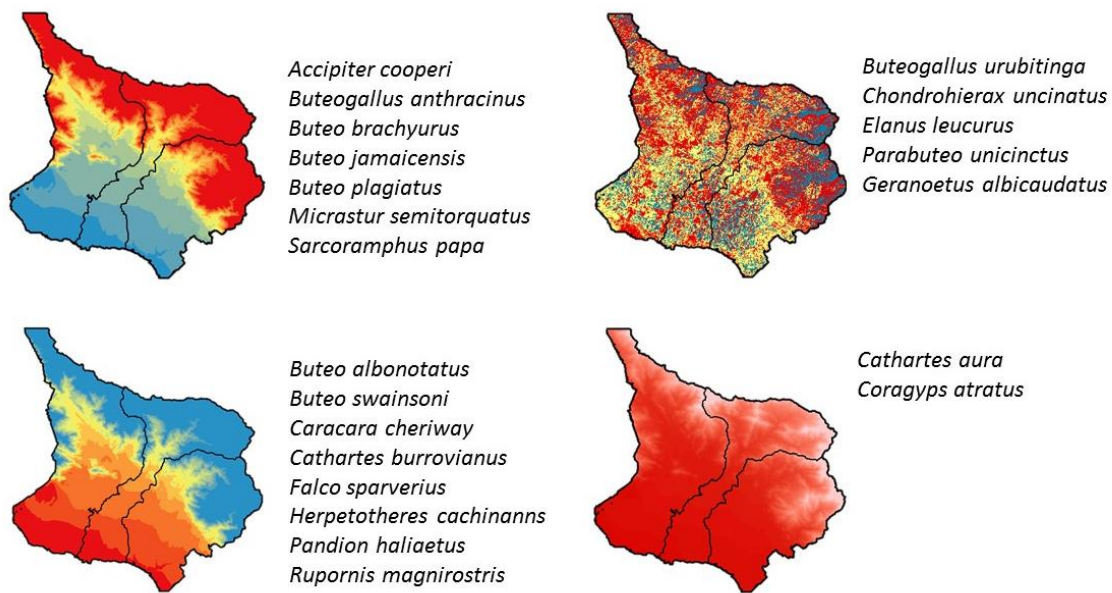


Figura 13. Patrones de probabilidad de ocupación observados en las especies de aves rapaces diurnas en tres cuencas de la Vertiente del Pacífico del Estado de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017. La probabilidad es alta en colores cálidos (rojo) y baja en colores fríos (azul). Especies superior izquierda, patrón de probabilidad alta en la REBISE y que disminuye hacia la Planicie. Especies inferior izquierda, patrón de probabilidad baja en la REBISE y que aumenta en la Planicie. Especies superior derecha, patrón disperso. Especies inferior derecha, patrón de ocupación total.

La probabilidad de ocupación relacionada con el nivel de perturbación permitió agrupar a las especies en seis esquemas. Especies que disminuyen su probabilidad de ocupación conforme aumenta el nivel de perturbación, y, por el contrario, especies que aumentan su probabilidad de ocupación, conforme aumenta el nivel de perturbación. Especies que permanecen con un ψ relativamente constante; sin embargo, en algunos casos es alta en todos los niveles de perturbación o baja en todos los niveles de perturbación (Figura 14). El halcón guaco (*Herpetotheres cachinnans*) presentó una mayor probabilidad de ocupación en un nivel de perturbación intermedia y finalmente las especies *Chondrohierax uncinatus*, *Buteogallus urubitinga*, *Geranoaetus albicaudatus* y *Buteo swainsonii*, no presentaron asociación con los niveles de perturbación o bien las desviaciones estándar de sus probabilidades de ocupación fueron altas (Anexo 11).

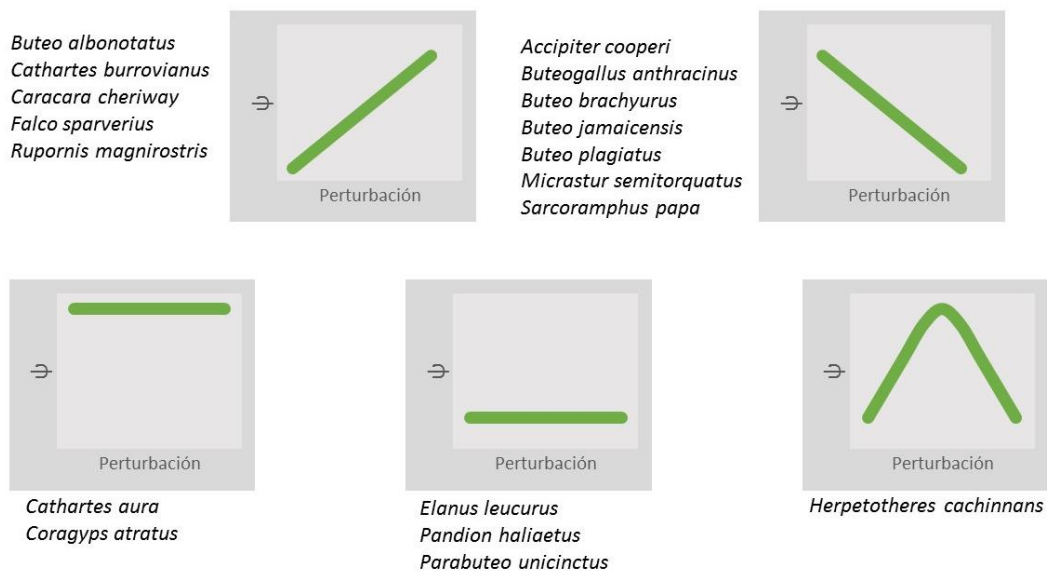


Figura 14. Relación de la probabilidad de ocupación (ψ) de las especies de aves rapaces diurnas con el nivel de perturbación en los sitios de muestreo. En la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017.

VIII. DISCUSIÓN

Los patrones de ocupación de las aves rapaces diurnas en tres cuencas de la vertiente del Pacífico del estado de Chiapas fueron analizados. Debido al importante rol ecológico que cumplen las aves rapaces en el ecosistema (Rodríguez-Estrella 2006), a la amenaza que presentan la mayoría de sus poblaciones (Rangel-Salazar *et al.* 2005) y a las constantes perturbaciones de su hábitat (Vázquez-Pérez *et al.* 2009), es necesario el diseño de estrategias de conservación, sobre todo en paisajes heterogéneos. Aunado a lo anterior, las aves rapaces tienen poblaciones con pocos individuos (Rivera 2010), por tanto, resulta difícil realizar estimaciones precisas y su área podría subestimarse (MacKenzie y Nichols 2004). Los modelos de ocupación son especialmente útiles cuando la abundancia de especies es baja y ayudan a realizar estimaciones fiables a partir de los elementos que componen un paisaje (MacKenzie *et al.* 2002).

8.1.- Riqueza de especies, abundancia y composición de aves rapaces diurnas

La riqueza de especies de aves rapaces diurnas presente en las tres cuencas en la vertiente Costera del Pacífico de Chiapas, corresponde al 48% de la riqueza total registrada para el estado (Rangel-Salazar *et al.* 2013). Este número de especies se ve incrementado por la presencia de algunas especies migratorias, que pasan y hacen escala en esta área, en su paso por el istmo de Tehuantepec en ruta hacia los sitios de estancia Neotropical en Sudamérica (Ruelas *et al.* 2010). Además, por las características del sitio desempeña ser un área de descanso idónea para algunas especies como *Cathartes aura* y *Coragyps atratus*, estos zopilotes son igualmente abundantes en todo el estado (Coutiño *et al.* 2011). Las especies con registros únicos, *Rosthramus sociabilis* y *Elanus leucurus*, son especies que presentan pocos registros en la zona costera del Pacífico Mexicano (Pineda-López *et al.* 2012, Global Raptor Information Network 2018) o especies que por el diseño de muestreo son poco probables de encontrar, como el caso de *Pandion haliaetus* que tiene mayor distribución cerca de la costa o cuerpos de agua (Meraz-Hernando y González-Bravo 2009).

La ubicación geográfica de las cuencas favorece la presencia de un alto número de aves rapaces migratorias en el periodo invernal. Las rapaces migratorias pueden utilizar la zona como sitios de descanso y alimentación, en su travesía hacia Centroamérica y Sudamérica (Ruelas *et al.* 2010).

De acuerdo con la proporción de aves rapaces estimada en cada una de las cuencas (cerca del 90%), se puede considerar que el inventario es representativo de las especies presentes en la zona. La pendiente al final de la curva corrobora el dato, debido a que cuando se tiene una pendiente menor de 0.1, indica un inventario de especies completo (Jiménez-Valverde y Hortal 2003).

8.2.- Variación espacial y temporal de aves rapaces diurnas

Los cambios en la composición de especies, de las comunidades locales, se han asociado a la variación espacial de su hábitat; por ejemplo, la comunidad de rapaces entre diferentes bosques tropicales dentro de un área protegida de Perú mostró cambios en su composición de especies con base en las asociaciones individuales del hábitat de cada especie (Piana 2013). Por otro lado, la comunidad de rapaces puede estar determinada por el grado de conservación o nivel de protección de un área particular (Vázquez-Pérez *et al.* 2009). En este estudio Lagartero presentó los mayores valores de riqueza de especies y número de registros de aves rapaces diurnas, estos resultados puede ser un efecto de muestreo, por el mayor número de puntos de conteo que en Las Arenas y Tiltepec. Sin embargo, es más probable encontrar un mayor número de especies en promedio en Las Arenas o Tiltepec que en Lagartero. En general las cuencas son parecidas entre sí en términos de variedad y disposición de hábitats y la distancia es relativamente menor a las capacidades de dispersión de las aves.

El caso es similar al comparar la zona de la Planicie y la REBISE, pues la Planicie tiene el mayor número de riqueza de especies y número de registros; pero también los puntos de conteo fueron casi el doble en la Planicie. Aquí además del efecto de muestreo, interviene la estructura del paisaje (Vázquez-Pérez *et al.* 2009). La Planicie posee sitios más heterogéneos y por lo tanto mayor diversidad de formas de explotar los recursos ambientales (Tews *et al.* 2004) y evitar la

competencia (Cramer y Willing 2005). De modo que puede existir mayor presencia de especies de rapaces con diferentes requerimientos ecológicos (Chocron *et al.* 2015). Esto significa que además de las áreas protegidas como la REBISE, que son importantes para las especies de bosque o selva, las áreas no protegidas con cierto nivel de heterogeneidad de hábitats pueden albergar una comunidad importante de aves rapaces.

La temporada de secas presentó mayor riqueza de especies y número de registros. En las selvas bajas, la temporada de secas se caracteriza porque la vegetación pierde casi en su totalidad las hojas (Dirzo *et al.* 2011), esto a su vez ocasiona que 1) las aves rapaces detecten con mayor facilidad sus presas y 2) que las rapaces al poder alimentarse sean más conspicuas para su registro (Thirgood *et al.* 2003, Pérez 2007). En la naturaleza, las especies no permanecen estáticas a lo largo del tiempo (Wiens 1989), sus ciclos de vida se adaptan a los cambios estacionales (Sebastián-González *et al.* 2013). Por ello, algunas especies como *Falco sparverius*, *Buteo swainsoni*, *B. albonotatus*, *Buteogallus urubitinga*, *Pandion haliaetus* y *Geranoaetus albicaudatus* que son migratorias (BirdLife International 2018), solo estuvieron presentes en una temporada. *Sarcoramphus papa*, que es residente, se ve favorecida cuando la vegetación es más densa debido al alimento y refugio, además no tolera la presencia humana, por tanto, sólo se observó en la temporada de lluvias (Ibañez e Iannacone 2011, Sánchez *et al.* 2013).

Las aves rapaces se caracterizan por ser organismos que se desplazan en grandes escalas en busca de alimento (Thirgood *et al.* 2003); y aunque el área de estudio abarca alrededor de 1000 Km², esta extensión parece ser aún pequeña para notar diferencias para especies como *Cathartes aura*. Las dos temporadas climáticas comparten menor similitud, que la que existe entre las cuencas. Lo que nos indica que las rapaces diurnas de las cuencas de la vertiente del Pacífico, se encuentran influidas por la temporalidad en mayor medida, que por su disposición geográfica. El conjunto de especies que se encuentra en una región está determinado por factores bióticos y abióticos que modelan la distribución

(Sebastián-González *et al.* 2013), como la disponibilidad de recursos varía a lo largo del año, muchas comunidades presentan variaciones estacionales en su composición influenciadas por esta condición, sobre todo organismos con desplazamiento en grandes escalas como las rapaces.

8.3.- Caracterización del paisaje y el análisis geográfico

La clasificación de imagen satelital se ha utilizado para encontrar patrones de asociación de aves en algunas comunidades de selva baja (Pineda 2012). En específico para rapaces, la clasificación de imagen satelital en Otago, Nueva Zelanda, se usó para predecir la distribución de sitios de anidación de *Falco novaeseelandiae* (Mathieu 2006). En este estudio se utilizó la clasificación satelital a escala de paisaje, debido a que se profundizan las interacciones entre los patrones espaciales y los procesos ecológicos que ocurren en un territorio (Turner 2001). De modo que se puede relacionar la diversidad de las aves rapaces para comprender las variables de paisaje que influyen en la distribución y selección de sitio de las especies en la comunidad biológica.

8.4.- Heterogeneidad del paisaje y diversidad

Aunque la diversidad de la comunidad de rapaces no presenta relación significativa con la heterogeneidad de coberturas o variación del relieve; si se relaciona negativamente con la cobertura de asentamientos humanos y el índice de entremezclado y yuxtaposición de coberturas (IJI.C). El aumento de la cobertura de asentamientos humanos ha sido un elemento del paisaje que reduce la diversidad de diferentes comunidades de aves (Palomino y Carrascal 2007), ya que propician una serie de eventos que generan que muchas especies sean excluidas de este tipo de cobertura, sobre todo las que tienen requerimientos de hábitat específico o una extensión de hábitat amplio y son vulnerables o están sujetas a cacería. El índice de entremezclado y yuxtaposición de coberturas, nos da una idea de cuan fraccionado puede estar un sitio (McGarigal 2015); la relación negativa indica que en sitios altamente fragmentados la diversidad disminuye. En algunos estudios de rapaces y otros vertebrados, sobre todo especies de alta

movilidad, la fragmentación tiende a tener el mismo efecto a medida que los parches se vuelven más pequeños (Carrete *et al.* 2009).

En las cuencas, el tipo de cobertura dominante (como la cobertura de asentamientos humanos) puede tener mayor influencia en la estructura de la comunidad de aves, que el arreglo espacial (fragmentado) de las coberturas remanentes de vegetación natural, que representan hábitat para estas aves (Fahrig 2003). Sin embargo, debido a que las poblaciones son las que responden a las propiedades del paisaje (Atuo y O'Connell 2017), nos obliga a explorar patrones de distribución y abundancia a nivel de cada especie. Hay estudios que indican respuestas significativas de las especies al paisaje en la microescala; mientras que en la macro escala no hay significancia en los datos (Tews *et al.* 2004).

8.5.- Modelos de ocupación de aves rapaces

Uno de los objetivos de la ecología de comunidades es entender y explicar los patrones de distribución, ocupación, abundancia y la interacción de las especies (Leibold *et al.* 2004). Se sabe que para varias especies la ocupación está relacionada positivamente con la abundancia (Gaston y Blackburn 2000, He y Gaston 2000). Sin embargo, esta relación, aunque es fuerte, puede verse afectada por el efecto de la escala y los organismos de estudio (Chase y Leibold 2002, Tews *et al.* 2004.). Para aves rapaces diurnas, en una escala de paisaje, se probó que la relación es positiva y significativa.

Nueve especies presentaron modelos que responden a índices de variación del relieve. La probabilidad de ocupación de *Rupornis magnirostris*, *Buteo albonotatus*, *Herpetotheres cachinnans* y *Elanus leucurus* se relacionó positivamente al índice de variación del relieve MESH (Tamaño efectivo de malla), es decir, que estas especies ocupan sitios donde el relieve tiende a ser uniforme, como sucede en las tierras bajas (Hernández 2000, Carmona *et al.* 2017). La probabilidad de ocupación de *Buteo brachyurus* y *B. jamaicensis* se relacionó positivamente con el índice de segregación (SPLIT) del relieve, lo que indica que estas especies ocupan sitios con parches de relieve irregulares. La probabilidad

de ocupación de *Caracara cheriway* y *Chondrohierax uncinatus* se relacionó positivamente con el índice de agregación (AI) de relieve, lo que indica que estas especies ocupan espacios donde el paisaje tiene parches con relieve similar. La probabilidad de ocupación de *Sarcoramphus papa* se relacionó con el índice de forma (LSI) de relieve, aunque debido a los pocos registros de la especie, la relación no es considerada significativa. La mayoría de las especies estuvieron relacionadas con índices de variación del relieve (MESH, SPLIT, AI, LSI) que puede indicar que son variables relevantes para las aves rapaces.

La probabilidad de ocupación de ocho especies se relacionó a la cantidad de coberturas, se ha observado que en algunas rapaces diurnas, la presencia de bosques es fundamental para su protección y desarrollo del ciclo de vida, y por ello restringen su presencia a sitios densos, con una sola cobertura (Thiollay 2007). Por otro lado, otras especies sobre todo las asociadas a sitios abiertos para la caza, utilizan coberturas de pastizales y acahuales (Anderson 2001). La probabilidad de ocupación de *Buteo plagiatus*, *Accipiter cooperi*, *Buteogallus anthracinus* y *Micrastur semitorquatus* se relacionó con coberturas de selva baja caducifolia y selva mediana, se sabe que estas especies prefieren sitios de vegetación densa, esta relación ha sido reportada en estudios anteriores (Ramírez-Albores 2010, Carmona *et al.* 2017). La probabilidad de ocupación de *Falco sparverius* y *Buteo swainsoni* se relacionó positivamente con los pastizales, estas especies migratorias han sido asociadas con áreas abiertas, donde cazan de manera temporal en su paso hacia zonas de invierno (Hernández 2000, Mendoza *et al.* 2016). La probabilidad de ocupación de *Geranoaetus albicaudatus* se relacionó negativamente a los acahuales, en la literatura hay pocas menciones de las preferencias de sitio de esta especie, sin embargo, parece estar asociada con tierras bajas y áreas abiertas (GRIN 2018). La probabilidad de ocupación de *Pandion haliaetus* se relacionó positivamente con los asentamientos humanos, y Carmona *et al.* (2017), describen a esta especie como altamente tolerante a actividades humanas.

Aunque se ha demostrado que la estructura del paisaje al interior de las cuencas es muy importante para determinar la distribución de aves rapaces (Rivera 2010, González-Valdivia *et al.* 2012). En las tres cuencas evaluadas de la Vertiente del Pacífico del estado de Chiapas, solo cinco modelos de probabilidad de ocupación con aves rapaces respondieron a estas variables. La probabilidad de ocupación de *Cathartes aura*, *C. burrovianus* y *Buteogallus urubitinga* se relacionó positivamente con el índice de forma del paisaje, este índice incrementa cuando la forma del paisaje se vuelve totalmente irregular. Los zopilotes se caracterizan por preferir sitios con alto grado de disturbio y presencia humana (Coutiño *et al.* 2011, Carmona *et al.* 2017), el caso de *Buteogallus urubitinga*, aunque está asociado a bordes de bosques también es visto en áreas semiabiertas, vegetación riparia y pastizales (GRIN 2018), lo que podría indicar un grado de adaptabilidad al paisaje. La probabilidad de ocupación de *Coragyps atratus* se relacionó positivamente con el índice de heterogeneidad de Shannon del paisaje, esta especie es generalista y está asociada al disturbio, por lo que frecuentemente se observa en sitios con mayor heterogeneidad de ambientes (Ibáñez e Iannacone 2011). La probabilidad de ocupación de *Parabuteo unicinctus* se relacionó con el índice de agregación del paisaje, es decir prefiere sitios de parches de la misma cobertura, sin embargo, es otro caso en el cuál debido a los pocos registros, la relación no es considerada significativa.

Las especies con la mayor probabilidad de ocupación como *Cathartes aura* y *Coragyps atratus* son especies generalistas que tienen una amplia distribución geográfica (BirdLife International 2018), con alta movilidad en el paisaje, sobre todo en paisaje modificados, lo que sugiere considerar a estos carroñeros como un subgrupo aparte de la comunidad de rapaces en estudios de paisaje. *Rupornis magnirostris*, *Buteo brachyurus* y *B. albonotatus*, también con alta probabilidad de ocupación, son especies comunes para la zona de estudio, asociadas a la cantidad de hábitat (acahuales y pastizales) en áreas abiertas (Carrete *et al.* 2009). *Cathartes burrovianus*, *Sarcoramphus papa*, *Geranoaetus albicaudatus* y *Micrastur semitorquatus*, presentaron los valores más bajos de probabilidad de ocupación son especies que se consideran raras, sus poblaciones son bajas y en

algunos casos restringidas a sitios particulares, la primera asociada a la cobertura de agua y las siguientes tres asociadas a la cantidad de cobertura de selva baja caducifolia (Coutiño *et al.* 2011, Ibañez e Iannacone 2011, BirdLife International 2018).

No se encontró literatura consistente que pueda aclarar la validación de los modelos mediante la prueba de bondad de ajuste de MacKenziey-Bailey. La probabilidad de ocupación debe mejorar con respecto a la ocupación naive en un modelo óptimo (MacKenzie *et al.* 2006), la mayoría de las especies modeladas a excepción de *Coragyps atratus*, *Micrastur semitorquatus*, *Geranoaetus albicaudatus*, *Parabuteo unicinctus*, *Elanus leucurus*, *Sarcoramphus papa* y *Cathartes burrovianus* mejoraron la estimación de la probabilidad de ocupación. *Coragyps atratus* tuvo un número alto de registros y por tanto una probabilidad de ocupación naive también alta, que queda dentro de la desviación estándar del modelo generado. En el caso de las especies restantes a esta lista, presentaron muy pocos registros (uno o dos), por lo que los datos pudieron no ser suficientes para generar un buen modelo, MacKenzie *et al.* (2006) menciona que los modelos son útiles para especies con abundancias bajas, sin embargo, no menciona un número mínimo de registros necesarios para que un modelo sea óptimo.

La ocupación de las especies puede verse modificada en relación con la variación (temporal) de los requerimientos de tipos de hábitat (cobertura) u otras propiedades del paisaje (He y Condit 2007, Gaston y He 2011). De quince especies solamente tres estuvieron presentes en ambas temporadas climáticas y variaron su probabilidad de ocupación, fue mayor en temporada de lluvias. A pesar de que no se consideró la variación poblacional, se conoce que el ciclo de vida de las aves rapaces, en comparación con otro tipo de aves y animales tiene una tasa muy baja de reproducción (Ferguson Lees y Christie 2005), por lo que dicha variación en las especies puede ser resultado de dinámicas de la distribución de éstas rapaces.

En cuanto a la distribución de las especies en el área de estudio, las especies *Accipiter cooperi*, *Buteogallus anthracinus*, *Buteo brachyurus*, *B.*

jamaicensis, *B. plagiatus*, *Micrastur semitorquatus* y *Sarcoramphus papa*, comparten un mismo patrón de ocupación, y aunque son especies que pertenecen a tres familias distintas, están relacionadas con la disponibilidad y distribución de selva baja y bosques conservados (Forcey 2001, Vázquez-Pérez *et al.* 2009, Rivera 2010). *Buteo albonotatus*, *B. swainsoni*, *Caracara cheriway*, *Cathartes burrovianus*, *Falco sparverius*, *Herpetotheres cachinnans*, *Pandion haliaetus* y *Rupornis magnirostris*, se asocian a la zona de la planicie y disminuye hacia la REBISE. Estas especies están relacionadas con la disponibilidad de pastizales, acahuales y cultivos (Anderson 2001). Estos tipos de coberturas están mayormente presentes en la Planicie.

Buteogallus urubitinga, *Chondrohierax uncinatus*, *Elanus leucurus*, *Parabuteo unicinctus* y *Geranoaetus albicaudatus* quienes no presentaron un patrón de ocupación bien definido, son especies que pueden estar presentes en varios ambientes, también hay la posibilidad de que ninguna de las variables de respuesta que fueron medidas, explique la probabilidad de ocupación de estas especies (MacKenzie *et al.* 2006). Por su parte, *Cathartes aura* y *Coragyps atratus* son especies generalistas, con amplia distribución, abundancia y tolerancia, por tanto, la probabilidad de ocupación es alta en cualquier parte de la zona de estudio.

Aunque se observó que algunas especies presentan patrones de ocupación similares, responden a diferentes variables de coberturas o paisaje; esta característica nos podría indicar que los patrones de ocupación reflejan los nichos potenciales para las especies de rapaces estudiadas. Los patrones espaciales son el resultado de distintos procesos ambientales (Signor y Pinho 2011); conocer los patrones y las variables que los determinan, es importante para el diseño de estrategias de conservación.

8.6.- Relación de la probabilidad de ocupación con la perturbación

El desarrollo urbano puede impactar negativamente a las poblaciones de rapaces diurnas, debido a la alteración, pérdida y fragmentación de hábitats, además del acecho a los nidos y sitios de anidación (Berry y Bock 1998). Cada especie ha

desarrollado cierta tolerancia a los distintos grados de perturbación humana. Por ejemplo, los zopilotes como *Cathartes aura* y *Coragyps atratus*, son especies cuyas poblaciones no se ven muy alteradas por la perturbación, por lo que generalmente se les encuentra con igual probabilidad de ocupación en cualquier grado de perturbación. Caso contrario, especies como *Elanus leucurus*, *Pandion haliaetus* y *Parabuteo unicinctus*, al tener poblaciones de baja densidad tienen poca probabilidad de ocupación en cualquier grado de perturbación (Rodríguez-Estrella y Blázquez 2006). Una especie, *Herpetotheres cachinnans*, mostró mayor probabilidad de ocupación a una perturbación media, algunos autores también la reportan asociada a la perturbación intermedia, debido a que se alimenta de organismos relacionados a esta condición y utiliza los sitios abiertos o bordes de bosque para cazar sus presas (Specht *et al.* 2008, Costa *et al.* 2014).

Buteo albonotatus, *Cathartes burrovianus*, *Caracara cheriway*, *Falco sparverius* y *Rupornis magnirostris* son especies tolerantes al disturbio, que incluso incrementan su probabilidad de ocupación en sitios perturbados. Se alimentan en muchas ocasiones de animales de patio, carroña o utilizan los claros para cazar (Anderson 2001, Carrete *et al.* 2009). Por el contrario, *Accipiter cooperi*, *Buteogallus anthracinus*, *Buteo brachyurus*, *B. jamaicensis*, *B. plagiatus*, *Micrastur semitorquatus* y *Sarcoramphus papa* son especies que no toleran la perturbación, debido a que muchas son especies sensibles, altamente amenazadas y que realizan sus actividades de supervivencia y reproducción en selvas y bosques conservados (Forcey 2001, Thorstrom 2007, Sánchez *et al.* 2013).

IX. CONCLUSIONES

Se registraron 23 especies de aves rapaces diurnas para las cuencas Las Arenas, Lagartero y Tiltepec, en la Vertiente del Pacífico de Chiapas. Del total de especies registradas, 12 (52%) se encuentran en alguna categoría de riesgo de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana No 59 (SEMARNAT 2010). La mayoría están sujetas a protección especial (Pr) y solamente el zopilote rey (*Sarcoramphus papa*) es considerado una especie en peligro de extinción. El paisaje fragmentado de las cuencas estudiadas en la vertiente del Pacífico se destaca por la riqueza de especies y por la representatividad porcentual respecto a la diversidad del estado. La ubicación geográfica de las cuencas en el istmo de Tehuantepec y la heterogeneidad del paisaje, así como su cercanía con la REBISE, pueden explicar la elevada riqueza de especies y número de registros en el sitio. La variación espacial y temporal al interior del paisaje, no parece alterar la estructura de la comunidad de aves. La similitud de riqueza de especies y números de registros, entre las cuencas y zonas diferentes fue alta, pero entre las temporadas climáticas si hubo diferencias, la hipótesis uno se cumplió en predecir las diferencias entre temporales, y parcialmente las diferencias espaciales (zonas).

La pérdida de hábitat representada por la dominancia de coberturas inducidas de forma antropogénica determinó la comunidad. La diversidad de especies de aves rapaces diurnas se relacionó negativamente con el incremento de la cobertura de asentamientos humanos y los altos valores del índice de entremezclado y yuxtaposición de coberturas. No se encontró una correlación significativa entre la diversidad de la comunidad de rapaces y el incremento de la heterogeneidad de coberturas, ni entre diversidad de la comunidad de rapaces y el aumento de la variación del relieve. La escala de ocupación de cada una de las especies de rapaces diurnas en la comunidad tuvo efectos en los análisis y por ello, a nivel de comunidad fueron pocas las relaciones significativas.

La probabilidad de ocupación para varias especies de aves rapaces diurnas fue explicada por los índices de variación del relieve. Se demostró que los índices como MESH (tamaño efectivo de malla), SPLIT (índice de segregación), AI (índice

de agregación) y LSI (índice de forma) son importantes al momento de modelar la ocupación para las rapaces diurnas. Además, los patrones de ocupación reflejan los nichos potenciales para las especies de rapaces estudiadas y son importantes para el diseño de estrategias de conservación.

Se identificaron cuatro patrones de probabilidad de ocupación para las aves rapaces diurnas a nivel de paisaje. Especies con mayor probabilidad de ocupación en áreas de bosque y que disminuye hacia sitios de pastizales y acahuales; especies con mayor probabilidad de ocupación en áreas de pastizales y acahuales y que disminuye hacia sitios de bosque; especies con probabilidad de ocupación alta en todos los sitios y especies con probabilidad de ocupación disperso. Las estrategias de conservación planteadas a escalas amplias (e.g. cuencas hidrográficas), se visualizan como estrategias integrales, se consideran los factores que pueden influir de manera positiva en la presencia de las especies y los factores que causan el decremento de las poblaciones. La ocupación individual de las especies, parece ser una mejor forma de relacionar las propiedades del ambiente (variables del paisaje) de la abundancia y presencia de rapaces, enfocadas a la conservación de esta comunidad de aves y así orientar los esfuerzos para proteger los remanentes de vegetación que albergan números importantes de especies, sobre todo de aquellas que tiene alguna categoría de riesgo. La modelación de la probabilidad de ocupación de las especies protegidas ayuda a identificar áreas de importancia para la conservación, investigación y protección de aves rapaces y de las poblaciones de otras especies que se encuentren en sitios como la Planicie y a corroborar la importancia de zonas protegidas como la REBISE.

X. RECOMENDACIONES

Las estrategias de conservación que tengan como propósito la conservación de las poblaciones de aves rapaces diurnas, deben considerar la escala de ocupación de las especies. Algunas de las poblaciones de rapaces, sobre todo las que están bajo categoría de riesgo, tienen su distribución restringida a zonas protegidas como la REBISE, pero hay otras poblaciones que se encuentran fuera de zonas

protegidas y que son igual de importantes para la conservación. Sin embargo, dichas poblaciones, por estar fuera de las áreas naturales protegidas no reciben atención, pues los programas de conservación de especies en riesgo (PROCER) y recursos federales enfocados a la protección de vida silvestre se aplican únicamente en áreas naturales protegidas. Las estrategias de conservación deben considerar que los sitios fragmentados por actividades humanas generan una estructura de paisaje que favorece a algunas especies, pero que repercute en otras. La integración de todos estos conocimientos y el entendimiento de la escala, permiten diseñar en contexto los planes de acción.

Los estudios a nivel de comunidad biológica nos han revelado mucho de lo que conocemos hoy en día sobre la distribución de los organismos. Aunque en muchas ocasiones no nos hemos apegado a la definición exacta de comunidad biológica, para realizar nuestras investigaciones, los resultados han sido buenos. Pero con el afán de utilizar las palabras correctas, es necesario redefinir algunos términos o utilizar los correctos para no generar confusiones en la interpretación de los datos. Para el estudio de rapaces diurnas a nivel de paisaje, es difícil considerar los atributos de la comunidad, para relacionarlos con variables ambientales. Tal vez a nivel específico o nivel de gremios los datos podrían tener relaciones significativas.

La relación de la diversidad de especies de otros organismos, con índices de variación del relieve, se propone para futuras investigaciones, pues podrían dar pautas para explicar su distribución. Por otro lado, el desarrollo de herramientas computacionales (softwares o paqueterías de R Studio), que ayuden en la extrapolación de los datos del modelado de la ocupación, serían útiles para identificar áreas de importancia para la conservación e investigación.

El seguimiento a largo plazo de estudios de ocupación nos puede proporcionar la información necesaria para conocer el estado poblacional de las aves rapaces diurnas. Además, debido al número alto de registros de especies migratorias, la zona de estudio podría ser ideal para la implementación de una estación de monitoreo. La información generada a partir de investigaciones

científicas debe difundirse a todos los sectores sociales, pues en el reto de la conservación, se necesita la participación y concientización de todos.

XI. LITERATURA CITADA

- Alperín, M. I., V. G. Borges y R. Sarandón. 2002. Caracterización espacial de los tipos de cobertura de suelo usando técnicas geoestadísticas a partir de información satelital. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, 105 (1): 40-51.
- Andersen, D. E. 2007. Survey Techniques. Capítulo 5. Pp. 89-100. *En: Bird, D. M. y K. Bildstein. Raptor Research and Management Techniques. Raptors Research Foundation. Hancock House Publishers. Canada-USA.*
- Anderson, D. L. 2001. Landscape heterogeneity and diurnal raptor diversity in Honduras: The role of indigenous shifting cultivation. *Biotropica*, 33: 511-519.
- AOU, 1998. Check-list of North American Birds. 7th edition. American Ornithologists Union. Washington, D.C. (<http://checklist.aou.org/taxa/>).
- Arriaga-Weiss, S., S. Calmé y C. Kampichler. 2008. Bird communities in rainforest fragment: guild responses to habitat variables in Tabasco, Mexico. *Biodiversity Conservation*, 17: 173-190.
- Arroyo-Rodríguez, V., S. Mandujano y J. Benítez-Malvido. 2008. Landscape attributes affecting patch occupancy by howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) at Los Tuxtlas, Mexico. *American Journal of Primatology*, 70: 69-77.
- Atuo, F. A. y T. J. O'Connell. 2017. Structural heterogeneity affects raptor assemblages and niche characteristics in mixed-grass ecosystems. *Ecosphere*, 8(9): 1-17.
- Barriga, M., J. J. Campos, O. M. Corrales y C. Prins. 2007. Gobernanza ambiental, adaptativa y colaborativa en bosques modelo, cuencas hidrográficas y corredores biológicos. Diez experiencias en cinco países latinoamericanos. CATIE. Costa Rica. 93 pp.
- Bailey, L.L., D. I. MacKenzie y J. D. Nichols. 2014. Advances and applications of occupancy models. *Methods in Ecology and Evolution*, 5: 1269-1279.
- Balasubramanian, A. 2017. Digital elevation model (DEM) in Gis. Universidad de Mysore, India, 10.13140/RG.2.2.23976.47369.
- Begon, M., C. R. Townsend y J. L. Harper. 2006. Ecology: From Individuals to Ecosystems. Cuarta edición. Blackwell publishing. USA. 734 pp.
- Berazategui, M. 2012. Evaluación de las teorías neutral y de nichos en comunidades temporales. Tesis de maestría. Universidad de la República. Uruguay. 60 pp.
- Berry, M. E., C. E. Bock y S. L. Haire. 1998. Abundance of diurnal raptors on open space grasslands in an urbanized landscape. *The Condor*, 100: 601-608.
- Berry, M. E., y C. E. Bock. 1998. Abundance of diurnal raptors on open space grasslands in an urbanized landscape. *The Condor* 100: 601-608.

- Bildstein, K. L., W. Schelsky y J. Salles. 1998. Conservation status of tropical raptors. *Journal of Raptor Research*, 32(1): 3-18.
- BirdLife International. 2018. IUCN Red List for birds (<http://www.birdlife.org>) Consultado el 22/Feb/2018.
- Burnham, K. P. y D. R. Anderson. 2004. Understanding AIC and BIC in Model Selection. *Sociological Methods & Research*, 33: 261-304.
- Carmona, R., L. F. Mendoza, D. Molina, L. Ortega, E. Miramontes y M. Cruz. 2017. Presencia espacial y temporal de aves rapaces diurnas (Aves: Accipitriformes, Falconiformes) en Marismas Nacionales, Nayarit-Sinaloa, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 33(1): 27-38.
- Carrete, M., J. L. Tella, G. Blanco y M. Bertellotti. 2009. Effects of habitat degradation on the abundance, richness and diversity of raptors across Neotropical biomes. *Biological Conservation*, 142: 2002-2011.
- Carrillo-Rubio, E., M. Kéry, S. J. Morreale, P. J. Sullivan, B. Gardner, E. G. Cooch y J. P. Lassoie. 2014. Use of multispecies occupancy models to evaluate the response of bird communities to forest degradation associated with logging. *Conservation Biology*, 28: 1034-1044.
- Chalfoun, A. D. y T. E. Martin. 2007. Assessments of habitat preferences and quality depend on spatial scale and metrics of fitness. *Journal of Applied Ecology*, 44: 983-992.
- Chase, J. M. y M. A. Leibold. 2002. Spatial scale dictates the productivity–biodiversity relationship. *Nature*, 416: 427-430.
- Chase, J. M. y M. A. Leibold. 2003. *Ecological niches. Linking classical and contemporary approaches.* The University of Chicago Press. Chicago, USA. 221 pp.
- Chocron, R., C. H. Flather y R. Kadmon. 2015. Bird diversity and environmental heterogeneity in North America: a test of the area-heterogeneity trade-off. *Global Ecology and Biogeography*, 24: 1225-1235.
- Coutiño M., J., P. L. Enríquez, F. Limón A. y J. L. Rangel-Salazar. 2011. Abundancia y relación de tres especies de zopilotes con los pobladores de la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote, Chiapas. *El canto del Cenzontle*, 2(2): 128-141.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199: 1302-1310.
- Costa, H. C., L. E. Lopes, B. de F. Marçal y G. Zorzini. 2014. The reptile hunter's menu: A review of the prey species of Laughing Falcons, *Herpetotheres cachinnans* (Aves: Falconiformes). *North-Western Journal of Zoology*, 10(2): 445-453.

- Cotler, H. y A. Priego. 2007. El análisis del paisaje como base para el manejo integrado de cuencas: El caso de la cuenca Lerma-Chapala. Pp. 79-90. *En*: Cotler H. (Ed.). El manejo integral de cuencas en México. Segunda edición. SEMARNAT. México.
- Cramer, M. J. y M. R. Willig. 2005. Habitat heterogeneity, species diversity and null models. *Oikos*, 108: 209-218.
- Dirzo, R., H. S. Young, H. A. Mooney y G. Ceballos (Eds). 2011. Seasonally dry tropical forests: Ecology and conservation. Island Press. Nueva York, USA. 392 pp.
- De Labra, M. A., P. Escalante y T. Monterrubio-Rico. 2013. Diurnal raptors in Los Tuxtlas Biosphere Reserve, Mexico: Current presence and relative abundance. *Journal of Raptor Research*, 47(4): 392-399.
- De Mas Castroverde, E. 2007. Evaluación y predicción de la biodiversidad: Un modelo con Araneidos en el Parque Natural del Cadí-Moixeró. Tesis doctoral, 321 pp.
- Enríquez, P. L., K. Eisermann y H. Mikkola. 2012. Los búhos de México y Centroamérica: necesidades en investigación y conservación. *Ornitología Neotropical*, 23: 245-258.
- Escalante, P., A. M. Sada y J. Robles G. 2014. Listado de nombres comunes de las aves de México. Universidad Nacional Autónoma de México, CIPAMEX. México. 39 pp.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34:487-515.
- Fedy, B. C., K. E. Doherty, C. L. Aldridge, M. O'donnell, J. L. Beck, B. Bedrosian, D. Gummer, M. J. Holloran, G. D. Johnson, N. W. Kaczor, C. P. Kirol, C. A. Mandich, D. Marshall, G. McKee, C. Olson, A. C. Pratt, C. C. Swanson y B. Walker. 2014. Habitat prioritization across large landscapes, multiple season, and novel areas: An example using greater sage – grouse in Wyoming. *Wildlife Monographs*, 190: 1-39.
- Ferguson-Lees, J. y D. A. CHrlstle. 2005. *Raptors of the World*. Segunda edición. Princeton University Press, Princeton, USA. 320 pp.
- Fiske, I. y R. Chandler. 2011. unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software*, 43(10), 1-23. URL (<http://www.jstatsoft.org/v43/i10/>).
- Forcey, J. M. 2001. Breeding of Cooper's Hawk (*Accipiter cooperii*) in Oaxaca, México. *Huitzil*, 2(2): 21-23.
- Forman, R. T. T. 1995. *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, Cambridge. 632 pp.
- Gaston, K. J. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405: 220-227.
- Gaston, K. J. 2003. *The structure and dynamics of geographic ranges*. Oxford, UK. Oxford University Press. 280 pp.

- Gaston, K. J. y T. M. Blackburn. 1999. A critique for macroecology. *Oikos*, 84: 353–368.
- Gaston, K. J., T. M. Blackburn, J. J. D. Greenwood, R. D. Gregory, R. M. Quinn y J. H. Lawton. 2000. Abundance-occupancy relationships. *Journal of Applied Ecology*, 37: 39-59.
- Gaston, K. J. y F. He. 2011. Species occurrence and occupancy. Pp. 141-151. *En: Magurran A. E. y B. J. McGill. Biological diversity: Frontiers in measurement and assessment. Oxford University Press, Oxford, UK.*
- Gillespie, T. W. y H. Walter. 2001. Distribution of bird species richness at a regional scale in tropical dry forest of Central America. *Journal of Biogeography*, 28: 651-662.
- Global Raptor Information Network (GRIN). 2018. Species account: Great Black Hawk *Buteogallus urubitinga*. (<http://www.globalraptors.org>) Consultado el 16/Mar/2018.
- Global Raptor Information Network (GRIN). 2018. Species account: White-tailed Hawk *Geranoaetus albicaudatus*. (<http://www.globalraptors.org>) Consultado el 16/Mar/2018.
- Global Raptor Information Network (GRIN). 2018. Species account: White-tailed Kite *Elanus leucurus*. (<http://www.globalraptors.org>). Consultado el 21/Feb/2018.
- González-Valdivia, N. A., S. L. Arriaga-Weiss, S. Ochoa-Gaona, B. G. Ferguson, C. Kampichler y C. Pozo. 2012. Ensamblajes de aves diurnas a través de un gradiente de perturbación en un paisaje en el sureste de México. *Acta Zoológica Mexicana*, 28(2): 237-269.
- Gray, M. A., S. L. Baldauf, P. J. Mayhew y J. K. Hill. 2007. The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. *Conservation Biology*, 21: 133-141.
- Guillera-Arroita, G., M. S. Ridout y J. T. Morgan. 2010. Design of occupancy studies with imperfect detection. *Methods in Ecology & Evolution*, 1: 131-139.
- Harrison, S. y H. V. Cornell. 2007. Introduction: merging evolutionary and ecological approaches to understanding geographic gradients in species richness. *American Naturalist*, 170: 1-4.
- He, F. y K. J. Gaston. 2000. Occupancy-abundance relationships and sampling scales. *Ecography*, 23: 503–511.
- He, F. y R. Condit. 2007. The distribution of species: occupancy, scale, and rarity. *Scaling Biodiversity*. Pp: 32-50. *En: Storch, D., Marquet P. A. y J. H. Brown. Cambridge University Press. UK.*
- He, X., K. Luo, C. Brown y L. Lin. 2017. A taxonomic, functional, and phylogenetic perspective on the community assembly of passerine birds along an elevational gradient in southwest China. *Ecology and Evolution*. 2018;1–9.

- Hernández V., S., B. C. Durand M., R. Esparza S. y C. Valadez G. 2000. Distribución temporal de aves rapaces diurnas en la Reserva "Playón de Mismaloya", Jalisco, México. *Revista de Biología Tropical*, 48(4): 1015-1018.
- Herrera J. M., D. Alagador, P. Salgueiro y A. Mira. 2018. A distribution-oriented approach to support landscape connectivity for ecologically distinct bird species. *PLOS ONE* 13(4): e0194848, 0194848.
- HilleRisLambers, J., P. B. Adler, W. S. Harpole, J. M. Levine y M. M. Mayfield. Rethinking community assembly through the lens of coexistence theory. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 2012 43:1, 227-248.
- Hortal, J., Borges, P. A. V. y Gaspar C. 2006. Evaluating the performance of species richness estimators: sensitivity to sample grain size. *Journal of Animal Ecology*, 75: 274–287
- Howell, S. N. G. y S. Webb. 1995. A guide to the birds of Mexico and northern Central America. Oxford University Press. Oxford, UK.
- Hubbell, S. P. 2001. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton University Press, Princeton, USA. 375 pp.
- Hunter M. L. y P. Yonzon. 1993. Altitudinal distributions of birds, mammals, people, forests, and parks in Nepal. *Conservation Biology*, 7: 420-423.
- Ibañez O., L. M., y J. Iannacone O. 2011. Bioecología y estado de conservación del cóndor de selva *Sarcoramphus papa* Linnaeus 1758 (Cathartiformes: Cathartidae). Revisión a nivel de Sudamérica. *Biotempo*, 11: 17-35.
- Iknayan, K. J., M. W. Tingley, B. J. Furnas y S. R. Beissinger. 2014. Detecting diversity: emerging methods to estimate species diversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 29(2): 97-106.
- INEGI 2017. Bases de datos del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (<http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/continuoelevaciones.aspx>) Consultado junio de 2017.
- Iñigo-Elias, E. E. 1991. Ecological correlates of forest fragmentation and habitat alteration on a tropical raptor community in the Selva Lacandona Region of Chiapas, Mexico. Tesis de Maestría, University of Florida, Gainesville. 131 pp.
- Jiménez-Valverde, A. y J. Hortal. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8(31): 151-161.
- Kéry, M., B. Gardner y C. Monnerat. 2010. Predicting species distributions from checklist data using site-occupancy models. *Journal of Biogeography*, 37: 1851-1862.
- Kissling, M. L., S. B. Lewis y G. Pendleton. 2010. Factors influencing the detectability of forest owls in southeastern Alaska. *The Condor*, 112 (3): 539-548.

- Kosoy, N., M. Martinez-Tuna; R. Muradian y J. Martinez-Alier. 2007. Payments for environmental services in watersheds: Insights from a comparative study of three cases in Central America. *Ecological Economics*, 61: 446-455.
- Krebs, C. J. 2001. *Ecología, estudio de la distribución y la abundancia*. Harla. México. 753 pp.
- Leibold, M. A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J. M. Chase, M. F. Hoopes, R. D. Holt, J. B. Shurin, R. Law, D. Tilman, M. Loreau y A. Gonzalez. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7: 601–613.
- Lira-Noriega, A., J. Soberón y C. Milller. 2013. Process-based and correlative modeling of desert mistletoe distribution: a multiscalar approach. *Ecosphere*, 4: 1-23.
- Maass, J. M. 2007. La investigación de procesos ecológicos y el manejo integrado de cuencas hidrográficas: Un análisis del problema de escala. Pp. 66-78 *En: Cotler H. (Ed.). El manejo integral de cuencas en México. Segunda edición. SEMARNAT. México.*
- MacArthur, R. H. y E. O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- MacKenzie, D. I. y L. L. Bailey. 2004. Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental statistics*, 9: 300-318.
- MacKenzie, D. I. y J. D. Nichols. 2004. Occupancy as a surrogate for abundance estimation. *Animal Biodiversity and Conservation*, 27: 461–467.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, J. A. Royle y C.A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83(8): 2248-2255.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. A. Royle, K. H. Pollock, L. L. Bailey y J. E. Hines. 2006. *Occupancy estimation and modeling*. Elsevier Inc. 324 pp.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. E. Hines, M. G. Knutson y A. B. Franklin. 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology*, 84: 2200-2207.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell, Oxford. 256 pp.
- Marin, M. y J. Schmitt. 1996. A road survey of raptors through Western Mexico. *Ornitología Neotropical*, 7: 173-175.
- Martin, C. A., P. Bolduc, V. Rainville, G. Rheault, L. Desrochers, M. Giacomazzo, I. T. Roca, A. Bertolo, and R. Proulx. 2018. Importance of the study context in community assembly processes: a quantitative synthesis of forest bird communities. *Ecosphere* 9(3): e02142. 10.1002/ecs2.2142.

- Martínez-Ruiz, M. y K. Renton, 2017. Habitat heterogeneity facilitates resilience of diurnal raptor communities to hurricane disturbance. *Forest Ecology and Management*.
- Mathieu R., P. Seddon y J. Leiendecker. 2006. Predicting the distribution of raptors using remote sensing techniques and Geographic Information Systems: A case study with the Eastern New Zealand falcon (*Falco novaeseelandiae*). *New Zealand Journal of Zoology*, 33(1): 73-84.
- McGarigal, K. 2015. FRAGSTATS Help. LandEco Consulting. University of Massachusetts. 182 pp.
- McGarigal, K., S. A. Cushman, y E. Ene. 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps, Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst.
- Mendoza, L. F., R. Carmona, N. Arce y E. Miramontes. 2016. Presencia de grupos invernantes de aguililla de Swainson (*Buteo swainsoni*) en Nayarit, México. *Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología*, 17(1): 120-124.
- Meraz-Hernando J. y B. González-Bravo. 2009. El gavilán pescador (*Pandion haliaetus*) en la costa central de Oaxaca. *Ciencia y Mar*, XIII (37):37-41.
- Monge-Nájera, J. 2015. ¿Existen realmente los ensamblajes ecológicos? *Revista de Biología Tropical*, 63(3): 575-577.
- National Geographic Society. 2002. *Field Guide to the Birds of North America*. Cuarta edición. Washington D.C.
- Nelson, E., G. Mendoza, J. Regetz, S. Polasky, H. Tallis, D. Cameron, K. M. Chan, G. C. Daily, J. Goldstein, P. M. Kareiva, E. Lonsdorf, R. Naidoo, T. H. Ricketts y M. Shaw. 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7: 4-11.
- Newton, I., M. J. McGrady y M. K. Oli. 2016. A review of survival estimates for raptors and owls. *Ibis*, 158: 227–248.
- Ochoa-Ochoa, L. M., M. Munguía, A. Lira-Noriega, V. Sánchez-Cordero, O. Flores-Villela, A. Navarro-Sigüenza y P. Rodríguez. 2014. Spatial scale and β -diversity of terrestrial vertebrates in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 918-930.
- O'Connell, A. F. y L. L. Bailey. 2011. Inference for occupancy and occupancy dynamics. Pp. 191-206. *En*: O'Connell, A. F., Nichols, J. D. y K. U. Karanth (eds). *Camera Traps in Animal Ecology Methods and Analyses*. New York: Springer.
- Osorio-Olvera, L. A., M. Falconi y J. Soberón. 2016. Sobre la relación entre idoneidad del hábitat y la abundancia poblacional bajo diferentes escenarios de dispersión. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87: 1080-1088.

- Palomino, D. y L. M. Carrascal. 2007. Habitat associations of a raptor community in a mosaic landscape of Central Spain under urban development. *Landscape and Urban Planning*, 83: 268-274.
- Pavoine, S. y M. B. Bonsall. 2011. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biological Reviews*, 86(4): 792-812.
- Pérez L., R. A. 2007. Composición y estructura de comunidades de aves rapaces diurnas y sus implicaciones para sistemas agropecuarios en paisajes fragmentados de la costa de El Salvador. Tesis de Maestría. Turrialba, Costa Rica.
- Petracca, L. S., O. E. Ramírez-Bravo y L. Hernandez-Santin. 2013. Occupancy estimation of jaguar *Panthera onca* to assess the value of east-central Mexico as a jaguar corridor. *Oryx*, 48(1): 133-140.
- Piana, R. P. 2013. Ecology and conservation of a diurnal raptor community within a protected area in northwestern Perú. Tesis de doctorado. Universidad Metropolitana de Mánchester, Inglaterra.
- Pineda D. de B., E. 2012. Patrones de distribución, diversidad y uso de hábitat de las aves de un paisaje perturbado de selva baja caducifolia de Chiapas. Tesis de Doctorado. El Colegio de la Frontera Sur. Chiapas, México. 87 pp.
- Pineda-López, R., N. Febvre M. y M. Martínez. 2012. Confirmación de la presencia del gavián caracolero (*Rostrhamus sociabilis*) en Jalisco, México. *Huitzil*, 13(1): 39-42.
- Pringle, C. M. 2001. Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: A global perspective. *Ecological Applications*, 11(4): 981-998.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL (<https://www.R-project.org/>).
- Ramírez-Albores, J. E. 2010. Avifauna de sitios asociados a la selva tropical en la Depresión Central de Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 26(3): 539-562.
- Ramos A., W., 2015. Variación temporal de la comunidad de Aves de la isla Punta Chal (Isla de los Pájaros) Laguna Mar Muerto, Oaxaca-Chiapas. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tesis de Licenciatura. Chiapas, México. 48 pp.
- Rangel-Salazar, J. L., P. L. Enríquez, y T. Will. 2005. Diversidad de Aves en Chiapas: Prioridades de investigación para su conservación. Capítulo 7. Pp. 265-323. *En: M. González-Espinosa, N. Ramírez-Marcial y L. Ruíz-Montoya (Eds.). La diversidad biológica en Chiapas. Plaza y Valdés. México. D.F.*
- Rangel-Salazar, J. L., P. L. Enríquez R., M. A. Altamirano-González-Ortega, C. Macías C., E. Castillejos C., P. González D., J. A. Martínez O. y R. M. Vidal R. 2013. Diversidad de aves: un análisis espacial. Pp. 329-337. *En: La Biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y Gobierno del Estado de Chiapas.*

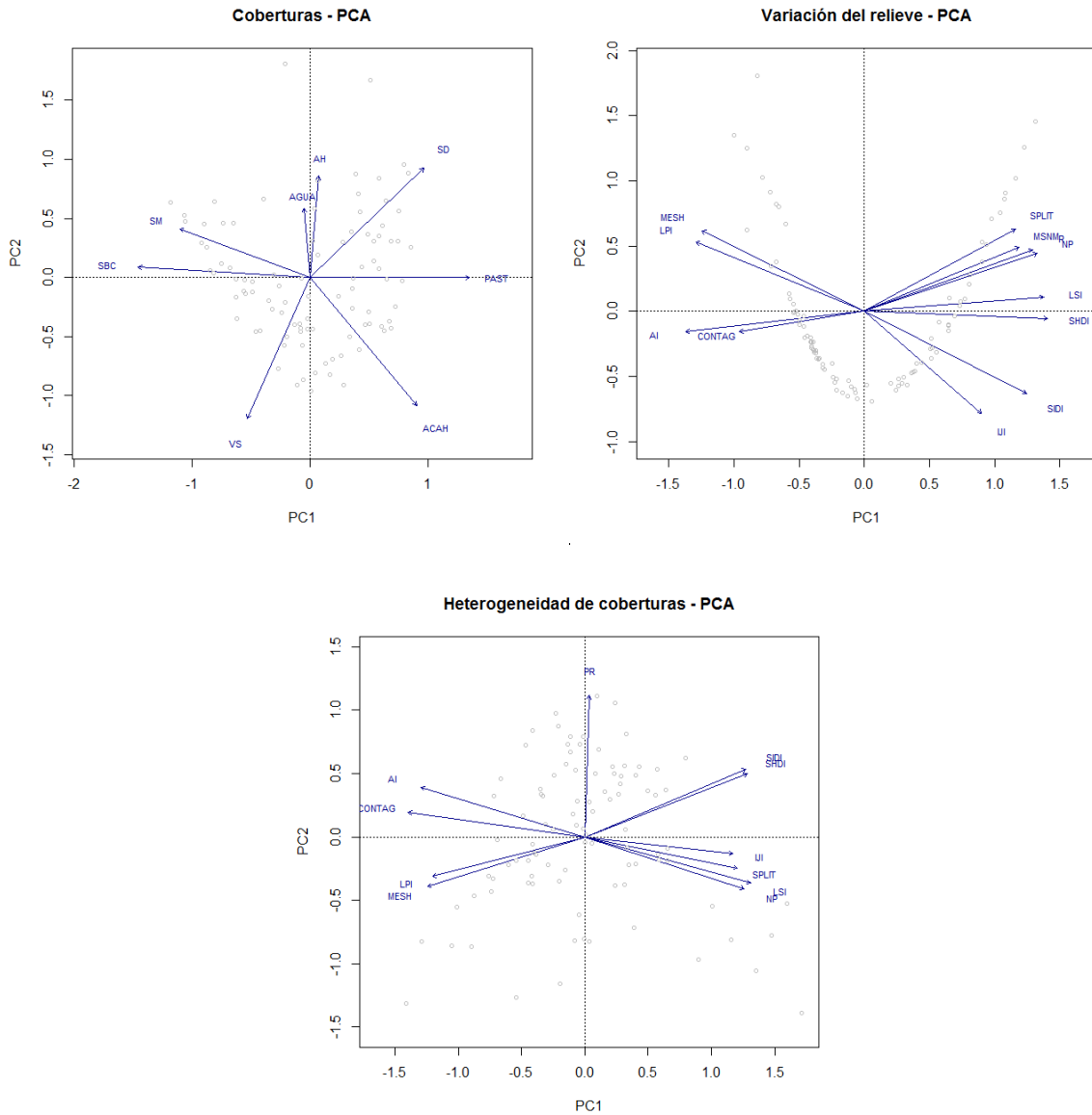
- Ricklefs, R. E. y D. Schluter. 1993. Species diversity in ecological communities: Historical and geographical perspectives. The University of Chicago Press, Chicago, USA. 414 pp.
- Rivera R., E. 2010. Ocupación y abundancia de aves rapaces en la Selva El Ocote, Chiapas, México. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur. 68 pp.
- Rodríguez-Estrella, R. 2006. Current raptors studies in Mexico. Centro de investigaciones biológicas del noroeste (CINBOR), Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Baja California, México. 323 pp.
- Rodríguez-Estrella R. y Ma. C. Blázquez M. 2006. Rare, fragile species, small populations, and the dilemma of collections. *Biodiversity and Conservation*, 15:1621-1625.
- Rojas-Soto, O. R. y A. G. Navarro S. 2006. How many raptors species are there in Mexico? Pp. 33-45. *En*: Rodríguez-Estrella, R. (Ed.) Current raptors studies in Mexico. Centro de investigaciones biológicas del noroeste (CINBOR), Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).
- Rovero F y D. Spitalé. 2016. Species-level occupancy analysis. Capítulo 6. *En*: Rovero F. y F. Zimmermann (Eds.) Camera Trapping for Wildlife Research. Pelagic Publishing, UK.
- Ruelas I., E. 2010. Aves rapaces migratorias. CONABIO. *Biodiversitas*, 2: 11-15.
- Ruelas I., E., L. J. Goodrich y S. W. Hoffman. 2010. Cambios en las poblaciones de aves rapaces migratorias en Veracruz, México, 1995-2005. *Acta Zoológica Mexicana* 26(3): 495-525.
- Sánchez S., S., U. N. Gómez M., W. S. Sánchez G. y N. R. Sánchez G. 2013. Registro del zopilote rey (*Sarcoramphus papa*) en sus límites ambientales en Chiapas, México. *Huitzil*, 14(1): 43-46.
- Sarukhán, J. y R. Dirzo. 2001. Biodiversity-rich countries. Pp. 419-436. *En*: Levin, S. A. (Ed.). *Encyclopedia of Biodiversity*. San Diego Academic Press.
- Sebastián-González, E., F. Botella y J. A. Sánchez-Zapata. 2013. Patrones, procesos y conservación de comunidades: el caso de las aves acuáticas en humedales artificiales. *Revista Catalana d'Ornitologia*, 29:75-92.
- SEMARNAP (Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca).1999. Programa de manejo Reserva de la Biosfera La Sepultura. México. 248 pp.
- SEMARNAT, 2010. NOM-059-SEMARNAT. Diario Oficial de la Federación, 30 de diciembre de 2010.
- Sergio, F. e I. Newton. 2003. Occupancy as a measure of territory quality. *Journal of Animal Ecology*, 72: 857-865.
- Signor, C. A. y J. B. Pinho. 2011. Spatial diversity patterns of birds in a vegetation mosaic of the Pantanal, Mato Grosso, Brasil. *Zoologia*, 28(6): 725–738.

- Soberon J. M. y J. Llorente B. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology*, 7(3): 480-488.
- Specht, G., E. Paraíso M. y F. Alves S. 2008. Breeding biology of Laughing Falcon *Herpetotheres cachinnans* (Linnaeus, 1758) (Falconidae) in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 16(2):155-159.
- Tadeo de la Torre, M. 2015. Heterogeneidad del paisaje y percepción remota. Evaluación de métodos para clasificar la cobertura vegetal en el occidente de México. Tesis de maestría. Universidad de Guadalajara. Autlán de Navarro, Jalisco, México.
- Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielbörger, M. C. Wichmann, M. Schwager y F. Jeltsch. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31: 79–92.
- Thiollay, J. M. 1991. Altitudinal distribution conservation of raptors in Southwestern Colombia. *Journal of Raptor Research*, 25(1): 1-8.
- Thiollay, J. M. 2007. Raptor communities in French Guiana: Distribution, habitat selection, and conservation. *Journal of Raptor Research*, 41(2): 90-105.
- Thirgood, S. J., S. M. Redpath, I. M. Graham. 2003. What determines the foraging distribution of raptors on heather moorland? *Oikos*, 100(1): 15-24.
- Thorstrom, R. 2007. Home ranges of barred (*Micrastur ruficollis*) and collared (*M. semitorquatus*) forest falcons during the breeding season in Tikal National Park, Guatemala. *Ornitología Neotropical*, 18: 395-405.
- Tinajero, R., F. Barragan y L. Chapa-Vargas. 2017. Raptor Functional Diversity in Scrubland-Agricultural Landscapes of Northern-Central-Mexican Dryland Environments. *Tropical Conservation Science* 0: 1–18.
- Tonn, W. M. y Magnuson, J. J. 1982. Patterns in the species composition and richness of fish assemblages in northern Wisconsin lakes. *Ecology*, 63: 1149-1166.
- Turner, M. G. 2001. *Landscape Ecology in theory and practice: patterns and process*. Springer-Verlag, 401 pp.
- van Perlo, B. 2006. *Birds of Mexico and Central America*. Princeton.
- Vázquez P., J. R. 2006. Diversidad de aves rapaces diurnas en la reserva de la Biosfera Selva el Ocote, Chiapas, México. Tesis de Licenciatura. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Chiapas, México.
- Vázquez-Pérez, J. R., P. L. Enríquez y J. L. Rangel-Salazar. 2009. Diversidad de aves rapaces diurnas en la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 80: 203-209.
- Weiser, M. D., S. T. Michaletz, V. Buzzard, Y. Deng, Z. He, L. Shen, B. J. Enquist, R. B. Waide, J. Zhou y M. Kaspari. 2018. Toward a theory for diversity gradients: the abundance–adaptation hypothesis. *Ecography*, 41: 255-264.

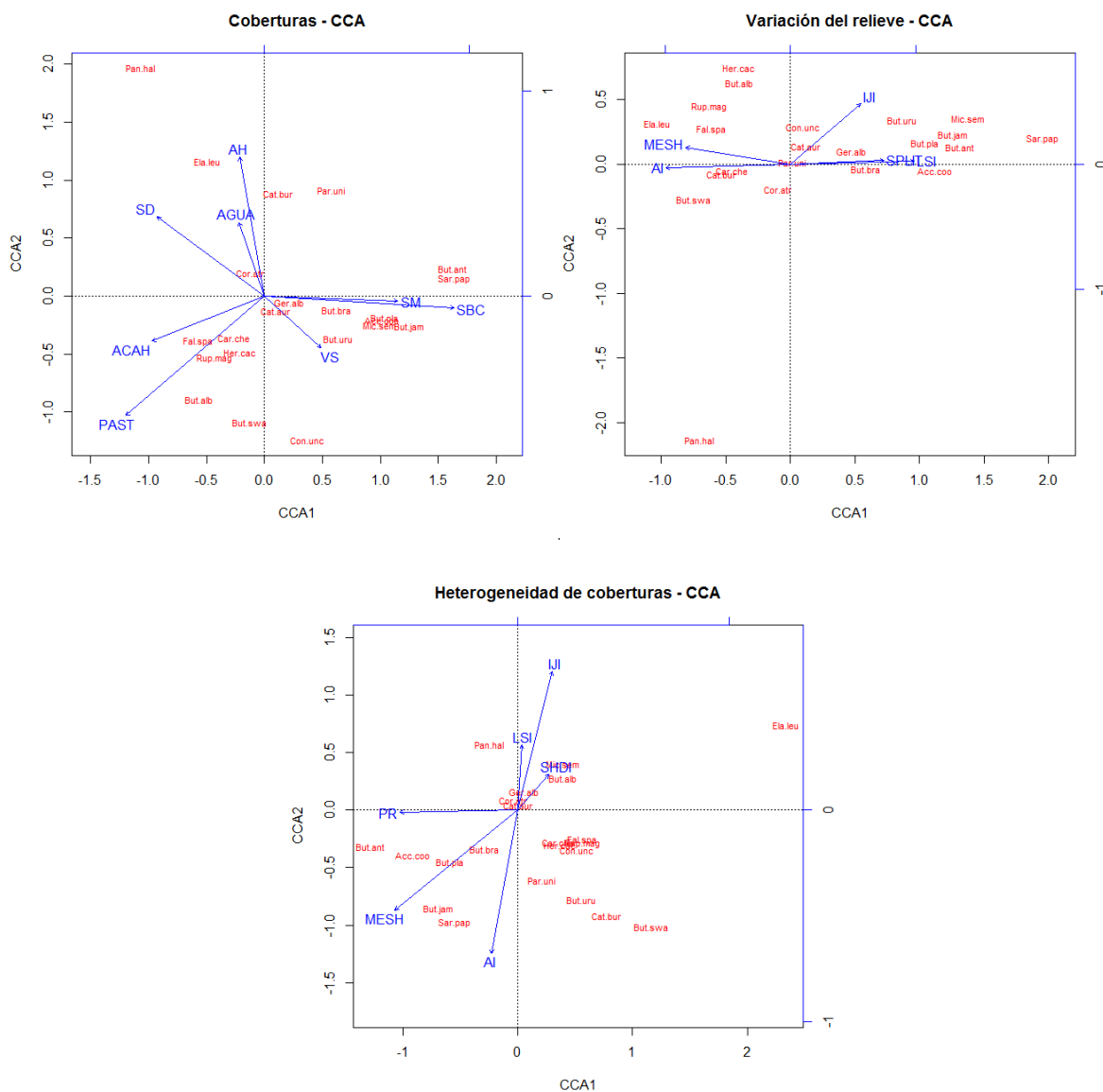
Wiens, J.A. 1989. The Ecology of Bird Communities: Volumen 1. Foundations and Patterns. Cambridge University Press. Reino Unido. 543 pp.

ANEXOS

Anexo 1. Análisis de componentes principales (PCA) con las variables de coberturas, métricas de variación del relieve y métricas de heterogeneidad de coberturas, en la Vertiente del Pacífico del Estado de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017.



Anexo 2. Análisis de correspondencia canónica (CCA) con las variables de coberturas, métricas de variación del relieve y métricas de heterogeneidad de cobertura, en la Vertiente del Pacífico del Estado de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017. Coberturas: SM: Selva mediana, SBC: Selva baja caducifolia, VS: Vegetación secundaria, ACAH: Acahuales, PAST: Pastizales, SD: Suelo desnudo, AH: Asentamiento humanos y Agua. Métricas: MESH: Tamaño efectivo de malla, AI: Índice de agregación, IJI: Índice de entremezclado y yuxtaposición, SPLIT: Índice de segregación, LSI: Índice de forma del paisaje, PR: Riqueza de parches y SHDI: Índice de diversidad de Shannon.



Anexo 3. Guion (Script) de R, utilizado para generar modelos de ocupación de una temporada (Single-Season Occupancy Models) y modelos de ocupación multitemporada (Multi-Season Occupancy Models), en aves rapaces diurnas, en la Vertiente del Pacífico del Estado de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017.

```
#####
### ANÁLISIS OCUPACIÓN A NIVEL DE ESPECIE
### SINGLE-SEASON SPECIES-LEVEL OCCUPANCY ANALYSIS
### Basado en el Capítulo 6 de Rovero y Spitale (2016)
### Ejemplo para una especie, Script utilizado por
### Salvador Mandujano y modificado por Ramos-Arreola
#####

## PASO 1: Cargar paquetería ##
library(chron)
library(reshape)
library(ggplot2)
library(vegan)
library(unmarked)
library(AICcmodavg)
library(MuMIn)
library(plyr)
library(R2jags)

## Paso 2: Cargar recursos adicionales ##
source("TEAM library 1.7.R")

## Paso 3: Cargar covariables ##
# Covariables para la ocupación, son las que caracterizan los sitios
Cov1 <- read.csv("Variables1.csv", header = TRUE, row.names = "ID")
View(Cov1)
Cov1.num <- Cov1[,sapply(Cov1, is.numeric)]
Cov1.std <- decostand(Cov1.num, method = "standardize")
Cov1.fac <- Cov1[,sapply(Cov1, is.factor)]
Covs1 <- data.frame(Cov1.fac, Cov1.std)
View(Covs1)
attach(Covs1)

#Covariables para la detectabilidad, estas covariables varían en el sitio en cada visita
Cov_obs1 <- read.csv ("Variables_temp1.csv", header = TRUE, row.names = "ID")
Cov_obs1.std <- decostand(Cov_obs1, method= "standardize")
View(Cov_obs1.std)
attach(Cov_obs1.std)

Cov.obs1 <- list(
  Hora = matrix(c(Hora.I, Hora.II, Hora.III), nrow= 95, ncol= 3, byrow=TRUE),
  Tiempo = matrix(c(Tiempo.I, Tiempo.II, Tiempo.III), nrow= 95, ncol= 3, byrow=TRUE),
  Viento = matrix(c(Viento.I, Viento.II, Viento.III), nrow = 95, ncol = 3, byrow = TRUE),
  Nubes = matrix(c(Nubosidad.I, Nubosidad.II, Nubosidad.III), nrow = 95, ncol = 3, byrow = TRUE))

## Paso 4: Crear o cargar la matriz para cada especie ##
But_pla <- read.csv("But_pla1.csv", header = TRUE, row.names= "ID")

## Paso 5: Obtener ocupación naive ##
Spp_occu_naive <- list(But.pla=But_pla)
# En caso de tener varias especies se pueden ir agregando separadas por comas
names(Spp_occu_naive)
naivetable <- naive(Spp_occu_naive)
```

```

View(naivetable)
## ----- ##
## Paso 6: Análisis con el paquete unmarked ##

# Se crea el marco del modelo
BUPL <- unmarkedFrameOccu(y= But_pla, obsCovs =Cov.obs1, siteCovs= Covs1)

# A continuación se crean los modelos y se analizan
## Ejemplo con Buteo plagiatus

# Se prueban cuales covariables generan mejor modelo en la detectabilidad y ocupación respectivamente
BUPLm0 <- occu(~1 ~1, BUPL)
BUPLd01 <- occu(~Hora ~1, BUPL)
BUPLd02 <- occu(~Tiempo ~1, BUPL)
BUPLd03 <- occu(~Viento ~1, BUPL)
BUPLd04 <- occu(~Nubes ~1, BUPL)
BUPLd05 <- occu(~Hora+Tiempo ~1, BUPL)
BUPLd06 <- occu(~Hora+Viento ~1, BUPL)
BUPLd07 <- occu(~Hora+Nubes ~1, BUPL)
BUPLd08 <- occu(~Tiempo+Viento ~1, BUPL)
BUPLd09 <- occu(~Tiempo+Nubes ~1, BUPL)
BUPLd10 <- occu(~Viento+Nubes ~1, BUPL)

BUPLo01 <- occu(~1 ~SBC, BUPL)
BUPLo02 <- occu(~1 ~SM, BUPL)
BUPLo03 <- occu(~1 ~SPLIT.E, BUPL)
BUPLo04 <- occu(~1 ~LSI.E, BUPL)
BUPLo05 <- occu(~1 ~MESH.P, BUPL)

# Se crea la lista de los modelos para evaluarlos de acuerdo al AIC
BUPL_do1 <- fitList(Null0=BUPLm0, d01=BUPLd01, d02=BUPLd02, d03=BUPLd03, d04=BUPLd04,
  d05=BUPLd05, d06=BUPLd06, d07=BUPLd07, d08=BUPLd08, d09=BUPLd09,
  d10=BUPLd10, o01=BUPLo01, o02=BUPLo02, o03=BUPLo03, o04=BUPLo04,
  o05=BUPLo05)
BUPL_dobest1 <- modSel(BUPL_do1, nullmod= "Null0")
BUPL_dobest1

# A partir de los mejores modelos se crean las posibles combinaciones
# que puedan causar sinergia y crear aún mejores modelos.
BUPLm01 <- occu(~1 ~SBC, BUPL)
BUPLm02 <- occu(~1 ~SPLIT.E, BUPL)
BUPLm03 <- occu(~1 ~LSI.E, BUPL)
BUPLm04 <- occu(~1 ~SBC+SPLIT.E, BUPL)
BUPLm05 <- occu(~1 ~SBC+LSI.E, BUPL)
BUPLm06 <- occu(~1 ~SPLIT.E+LSI.E, BUPL)
BUPLm07 <- occu(~Tiempo ~SBC, BUPL)
BUPLm08 <- occu(~Tiempo ~SPLIT.E, BUPL)
BUPLm09 <- occu(~Tiempo ~LSI.E, BUPL)
BUPLm10 <- occu(~Tiempo ~SBC+SPLIT.E, BUPL)
BUPLm11 <- occu(~Tiempo ~SBC+LSI.E, BUPL)
BUPLm12 <- occu(~Tiempo ~SPLIT.E+LSI.E, BUPL)
BUPLm13 <- occu(~Hora ~SBC, BUPL)
BUPLm14 <- occu(~Hora ~SPLIT.E, BUPL)
BUPLm15 <- occu(~Hora ~LSI.E, BUPL)
BUPLm16 <- occu(~Hora ~SBC+SPLIT.E, BUPL)
BUPLm17 <- occu(~Hora ~SBC+LSI.E, BUPL)
BUPLm18 <- occu(~Hora ~SPLIT.E+LSI.E, BUPL)

```

```

# Se crea la lista para evaluar éstos nuevos modelos con el AIC
BUPL_m1 <- fitList(Null0=BUPLm0, m01=BUPLm01, m02=BUPLm02, m03=BUPLm03,
  m04=BUPLm04, m05=BUPLm05, m06=BUPLm06, m07=BUPLm07,
  m08=BUPLm08, m09=BUPLm09, m10=BUPLm10, m11=BUPLm11,
  m12=BUPLm12, m13=BUPLm13, m14=BUPLm14, m15=BUPLm15,
  m16=BUPLm16, m17=BUPLm17, m18=BUPLm18)
BUPL_mbest1 <- modSel(BUPL_m1, nullmod= "Null0")
BUPL_mbest1

# Posteriormente, elegido el mejor modelo, se evalúa el ajuste para obtener el c_hat
mbBUPL <- mb.gof.test(BUPLm01, nsim=100, plot.hist = TRUE)
print (mbBUPL, digits.vals = 4, digits.chisq = 4)

# Se predice la ocupación
newhab <- data.frame(habitat= (CUENCA))
BUPLpred <- predict(BUPLm01, newdata= newhab, type= "state", appendData= T)

ggplot(BUPLpred, aes(x=SBC, y= Predicted))+
  geom_point(size= 3) +
  ylab("Predicted Psi Buteo plagiatus") +
  theme_bw()+
  geom_errorbar(aes(ymin= Predicted-SE, ymax= Predicted+SE), width= 0.2)

```

```

#####
### ANÁLISIS OCUPACIÓN A NIVEL DE ESPECIE
### MULTI-SEASON OCCUPANCY ANALYSIS
#####

## PASO 1: Cargar paquetería ##
library(chron)
library(reshape)
library(ggplot2)
library(vegan)
library(unmarked)
library(AICcmodavg)
library(MuMIn)
library(plyr)
library(R2jags)

## PASO 2: Cargar recursos adicionales ##
source ("TEAM library 1.7.R")

## PASO 3: Cargar covariables ##
# Covariables para la ocupación, son las que caracterizan los sitios
CovT <- read.csv("VariablesT.csv", header = TRUE, row.names = "ID")
View(CovT)
CovT.num <- CovT[,sapply(CovT, is.numeric)]
CovT.std <- decostand(CovT.num, method = "standardize")
CovT.fac <- CovT[,sapply(CovT, is.factor)]
CovsT <- data.frame(CovT.fac, CovT.std)
View(CovsT)
attach(CovsT)

#Covariables para la detectabilidad, estas covariables varían en el sitio en cada visita
Cov_obsT <- read.csv ("Variables_tempT.csv", header = TRUE, row.names = "ID")
Cov_obsT.std <- decostand(Cov_obsT, method= "standardize")
View(Cov_obsT.std)
attach(Cov_obsT.std)

```



```

Covs.obsT <- list(
  Hora = matrix(c(Hora.I, Hora.II, Hora.III, Hora.IV, Hora.V, Hora.VI), nrow= Sites, ncol= Samples*Periods,
byrow=TRUE),
  Tiempo = matrix(c(Tiempo.I, Tiempo.II, Tiempo.III, Tiempo.IV, Tiempo.V, Tiempo.VI), nrow= Sites, ncol=
Samples*Periods, byrow=TRUE),
  Viento = matrix(c(Viento.I, Viento.II, Viento.III, Viento.IV, Viento.V, Viento.VI), nrow= Sites, ncol= Samples*Periods,
byrow = TRUE),
  Nubes = matrix(c(Nubosidad.I, Nubosidad.II, Nubosidad.III, Nubosidad.IV, Nubosidad.V, Nubosidad.VI), nrow= Sites,
ncol= Samples*Periods, byrow = TRUE))
attach(Covs.obsT)

Estaciones <-read.csv ("Seasons.csv")
attach(Estaciones)
Seasons.site.covs <- list(
  Seasons = matrix(c("season1", "season2"), nrow=Sites, ncol=Periods, byrow=TRUE))

## PASO 4: Crear matrices para cada especie ##
# Se especifican los numeros de sitios y temporadas, antes de crear la matrix
Sites <- 95 # Número de sitios
Samples <- 3 # Número de visitas
Periods <- 2 # Número de estaciones

But_plaT <- read.csv("But_plaT.csv", header = TRUE, row.names= "ID", nrow=Sites)

# PASO 5: Obtener ocupación naïve ##
Spp_occu_naiveT <- list(But.pla=But_plaT)
# En caso de tener varias especies se pueden ir agregando separadas por comas
names(Spp_occu_naiveT)
naivetable <- naive(Spp_occu_naiveT)
View(naivetable)

# PASO 6: Crear la base para los modelos ##
BUPL <- unmarkedMultFrame(y= But_plaT, obsCovs =Covs.obsT, siteCovs= CovsT, yearlySiteCovs = Seasons.site.covs,
numPrimary = Periods)

# A continuación se crean los modelos y se analizan
### Ejemplo con Buteo plagiatus

# Se prueban cuales covariables generan mejor modelo en la detectabilidad y ocupación respectivamente
BUPLm0 <- colext(~1, ~1, ~1, ~1, BUPL)
BUPLd01 <- colext(~1, ~1, ~1, ~Hora, BUPL)
BUPLd02 <- colext(~1, ~1, ~1, ~Tiempo, BUPL)
BUPLd03 <- colext(~1, ~1, ~1, ~Viento, BUPL)
BUPLd04 <- colext(~1, ~1, ~1, ~Nubes, BUPL)
BUPLd05 <- colext(~1, ~1, ~1, ~Hora+Tiempo, BUPL)
BUPLd06 <- colext(~1, ~1, ~1, ~Hora+Viento, BUPL)
BUPLd07 <- colext(~1, ~1, ~1, ~Hora+Nubes, BUPL)
BUPLd08 <- colext(~1, ~1, ~1, ~Tiempo+Viento, BUPL)
BUPLd09 <- colext(~1, ~1, ~1, ~Tiempo+Nubes, BUPL)
BUPLd10 <- colext(~1, ~1, ~1, ~Viento+Nubes, BUPL)

BUPLo01 <- colext(~SM, ~1, ~1, ~1, BUPL)
BUPLo02 <- colext(~SBC, ~1, ~1, ~1, BUPL)
BUPLo03 <- colext(~SPLIT.E, ~1, ~1, ~1, BUPL)
BUPLo04 <- colext(~LSI.E, ~1, ~1, ~1, BUPL)
BUPLo05 <- colext(~MESH.P, ~1, ~1, ~1, BUPL)
BUPLo06 <- colext(~AI.P, ~1, ~1, ~1, BUPL)

```

```

# Se crea la lista de los modelos para evaluarlos de acuerdo al AIC
BUPL_do1 <- fitList(Null0=BUPLm0, d01=BUPLd01, d02=BUPLd02, d03=BUPLd03, d04=BUPLd04,
  d05=BUPLd05, d06=BUPLd06, d07=BUPLd07, d08=BUPLd08, d09=BUPLd09,
  d10=BUPLd10, o01=BUPLo01, o02=BUPLo02, o03=BUPLo03, o04=BUPLo04,
  o05=BUPLo05, o06=BUPLo06)
BUPL_dobest1 <- modSel(BUPL_do1, nullmod= "Null0")
BUPL_dobest1

```

```

# A partir de los mejores modelos se crean las posibles combinaciones
# que puedan causar sinergia y crear aún mejores modelos

```

```

BUPLm01 <- colext(~SBC, ~1, ~1, ~1, BUPL)
BUPLm02 <- colext(~SM, ~1, ~1, ~1, BUPL)
BUPLm03 <- colext(~SPLIT.E, ~1, ~1, ~1, BUPL)
BUPLm04 <- colext(~SBC+SM, ~1, ~1, ~1, BUPL)
BUPLm05 <- colext(~SBC+SPLIT.E, ~1, ~1, ~1, BUPL)
BUPLm06 <- colext(~SM+SPLIT.E, ~1, ~1, ~1, BUPL)
BUPLm07 <- colext(~SBC, ~1, ~1, ~Nubes, BUPL)
BUPLm08 <- colext(~SM, ~1, ~1, ~Nubes, BUPL)
BUPLm09 <- colext(~SPLIT.E, ~1, ~1, ~Nubes, BUPL)
BUPLm10 <- colext(~SBC+SM, ~1, ~1, ~Nubes, BUPL)
BUPLm11 <- colext(~SBC+SPLIT.E, ~1, ~1, ~Nubes, BUPL)
BUPLm12 <- colext(~SM+SPLIT.E, ~1, ~1, ~Nubes, BUPL)
BUPLm13 <- colext(~SBC, ~1, ~1, ~Viento+Nubes, BUPL)
BUPLm14 <- colext(~SM, ~1, ~1, ~Viento+Nubes, BUPL)
BUPLm15 <- colext(~SPLIT.E, ~1, ~1, ~Viento+Nubes, BUPL)
BUPLm16 <- colext(~SBC+SM, ~1, ~1, ~Viento+Nubes, BUPL)
BUPLm17 <- colext(~SBC+SPLIT.E, ~1, ~1, ~Viento+Nubes, BUPL)
BUPLm18 <- colext(~SM+SPLIT.E, ~1, ~1, ~Viento+Nubes, BUPL)

```

```

# Se crea la lista para evaluar éstos nuevos modelos con el AIC
BUPL_m1 <- fitList(Null0=BUPLm0, m01=BUPLm01, m02=BUPLm02, m03=BUPLm03,
  m04=BUPLm04, m05=BUPLm05, m06=BUPLm06, m07=BUPLm07,
  m08=BUPLm08, m09=BUPLm09, m10=BUPLm10, m11=BUPLm11,
  m12=BUPLm12, m13=BUPLm13, m14=BUPLm14, m15=BUPLm15,
  m16=BUPLm16, m17=BUPLm17, m18=BUPLm18)
BUPL_mbest1 <- modSel(BUPL_m1, nullmod= "Null0")
BUPL_mbest1

```

```

# Posteriormente, elegido el mejor modelo, se evalúa el ajuste para obtener el c_hat
mbBUPL <- mb.gof.test(BUPLm02, nsim=100, plot.hist = TRUE)
print (mbBUPL, digits.vals = 4, digits.chisq = 4)

```

```

# Predecimos la ocupación
newhab <- data.frame(habitat= (CUENCA))
BUPLpred <- predict(BUPLm02, newdata= newhab, type= "psi", appendData= T)

ggplot(BUPLpred, aes(x=SM, y= Predicted))+
  geom_point(size= 3) +
  ylab("Predicted Psi Buteo plagiatus") +
  theme_bw()+
  geom_errorbar(aes(ymin= Predicted-SE, ymax= Predicted+SE), width= 0.2)

```

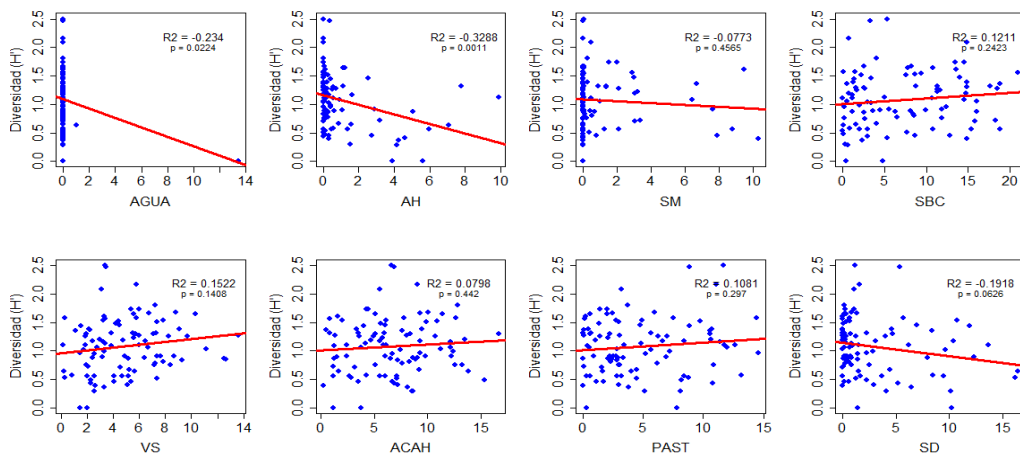
Anexo 4. Base de datos con números de registros para cada especie de ave rapaz diurna en total, en las cuencas, en las zonas diferentes y en las temporadas climáticas, en la Vertiente del Pacífico del estado de Chiapas; secas (enero - marzo), lluvias (junio - agosto) de 2017. LA: Las Arenas, LG: Lagartero, TL: Tiltepec, RB: REBISE, PI: Planicie.

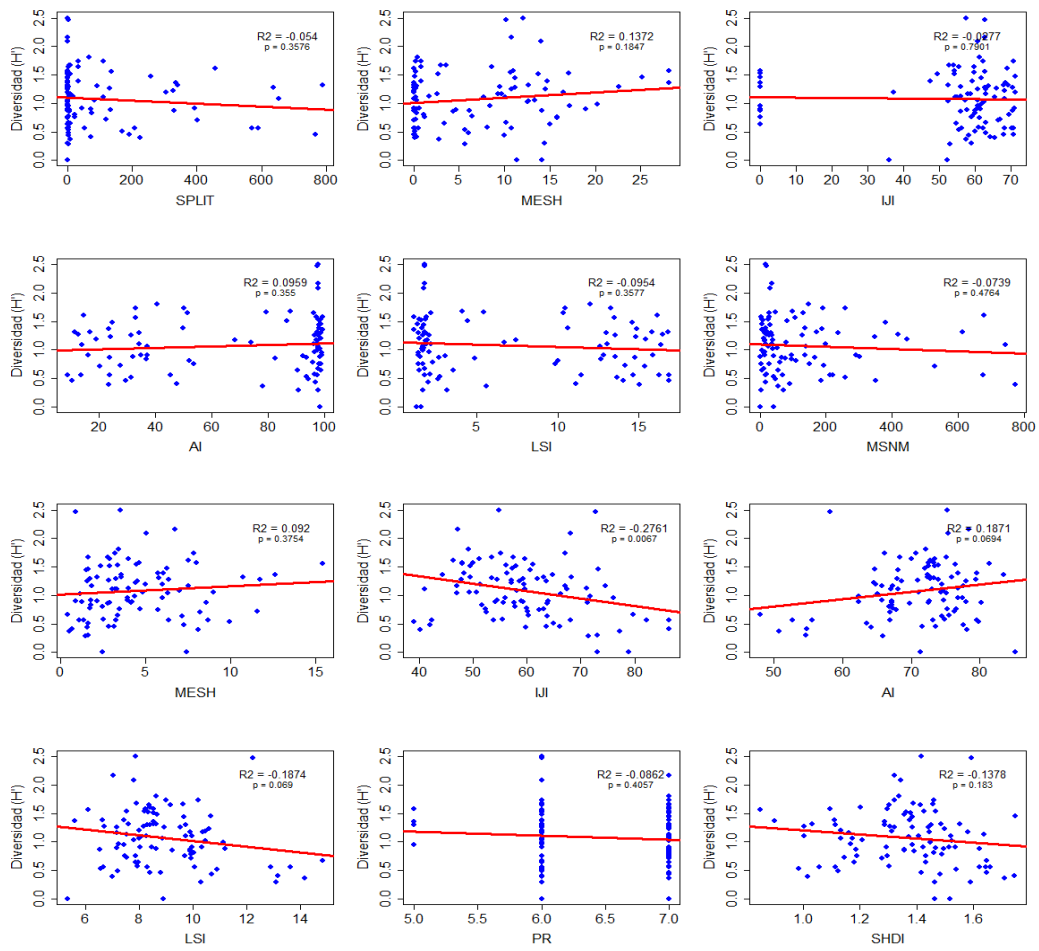
Especie	Cuenca			Zona		Temporada		Total
	LA	LG	TL	RB	PI	Secas	Lluvias	
Cathartidae								
<i>Coragyps atratus</i>	516	572	365	306	1147	733	720	1453
<i>Cathartes aura</i>	482	403	584	504	965	1215	254	1469
<i>Cathartes burrovianus</i>	1	0	7	0	8	5	3	8
<i>Sarcoramphus papa</i>	0	2	1	3	0	0	3	3
Pandionidae								
<i>Pandion haliaetus</i>	0	0	1	0	1	1	0	1
Accipitridae								
<i>Chondrohierax uncinatus</i>	0	3	0	2	1	1	2	3
<i>Elanus leucurus</i>	1	0	0	0	1	0	1	1
<i>Rostrhamus sociabilis</i>	1	0	0	0	1	0	1	1
<i>Accipiter cooperi</i>	5	4	3	11	1	11	1	12
<i>Buteogallus anthracinus</i>	1	14	16	29	2	20	11	31
<i>Bueogallus urubitinga</i>	0	3	0	2	1	3	0	3
<i>Rupornis magnirostris</i>	60	37	37	2	133	98	36	134
<i>Parabuteo unicinctus</i>	8	1	0	6	3	6	3	9
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	0	1	1	1	1	2	0	2
<i>Buteo plagiatus</i>	50	32	18	83	17	72	28	100
<i>Buteo brachyurus</i>	19	20	7	31	15	28	18	46
<i>Buteo swainsoni</i>	0	4	1640	1	1643	1644	0	1644
<i>Buteo albonotatus</i>	3	2	6	2	9	10	0	10
<i>Buteo jamaicensis</i>	0	14	2	11	4	14	2	16
Falconidae								
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	12	14	10	3	33	25	11	36
<i>Micrastur semitorquatus</i>	0	4	0	3	1	1	3	4
<i>Caracara cheriway</i>	8	8	5	2	19	15	6	21
<i>Falco sparverius</i>	16	14	11	0	41	41	0	41

Anexo 5. Extensión en hectáreas para cada clase de cobertura para el total del área de estudio, para las cuencas y las dos zonas, calculado a partir de la imagen satelital clasificada. En la Vertiente del Pacífico de Chiapas. SM: selva mediana, SBC: selva baja

Clases	Cuencas			Zonas		Total
	Las Arenas	Lagartero	Tiltepec	REBISE	Planicie	
SM	3,196.15	4,226.31	4,376.61	10,374.21	1,411.06	11,784.57
SBC	17,629.72	11,157.73	11,775.96	22,948.77	17,565.84	40,508.28
VS	7,492.13	3,806.71	4,585.21	6,088.90	9,782.21	15,868.15
ACAH	8,194.92	3,467.44	5,664.83	2,923.83	14,371.96	17,295.39
PAST	4,267.10	2,695.70	4,573.96	958.08	10,521.73	11,480.21
AH	1,316.55	677.08	590.82	393.45	2,191.24	2,588.24
SD	1,209.70	1,401.84	2,119.58	248.11	4,464.71	4,714.86
AGUA	83.28	16.02	1.89	0	101.42	102.46

Anexo 6. Correlaciones entre la diversidad de especies de aves rapaces diurnas y variables de coberturas, índices de variación del relieve e índices de heterogeneidad de coberturas en tres cuencas de la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017.





Anexo 7. Probabilidad de ocupación (Ψ) para cada especie de ave rapaz diurna, obtenida mediante modelos de ocupación multiestación, en tres cuencas de la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante la temporada de secas (enero - marzo) y la temporada de lluvias (junio - agosto) de 2017. SD; desviación estándar, Psi (Naive): ocupación naive, Ψ (var): Variable que explica la ocupación, Corr.: Sentido de la variable que explica la ocupación, +: positiva, -: negativa. P (var): Variable que explica la detectabilidad de la especie.

Especie	Psi (ψ)	SD	Psi(Naive)	ψ (var)	Corr.	ρ (var)
<i>Coragyps atratus</i>	0.93	± 0.052	0.895	SHDI.C	+	1
<i>Cathartes aura</i>	0.99	± 0.004	0.958	LSI.C	+	Hora
<i>Cathartes burrovianus</i>	0.002	± 0.002	0.011	LSI.C		Tiempo
<i>Sarcoramphus papa</i>	0.01	± 0.823	0.011	LSI.A		1
<i>Pandion haliaetus</i>	0.11	± 0.001	0.011	AH		Hora
<i>Chondrohierax uncinatus</i>	0.31	± 0.066	0.021	AI.A	+	1
<i>Elanus leucurus</i>	0.02	± 0.001	0.011	MESH.A		Hora
<i>Accipiter cooperi</i>	0.36	± 0.026	0.063	SM	+	Hora
<i>Buteogallus anthracinus</i>	0.25	± 0.084	0.147	SBC	+	1
<i>Bueogallus urubitinga</i>	0.46	± 0.056	0.032	LSI.C	+	Viento
<i>Rupornis magnirostris</i>	0.65	± 0.031	0.453	MESH.A	+	1
<i>Parabuteo unicinctus</i>	0.05	± 0.023	0.021	AI.C	+	1
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	0.07	± 0.479	0.021	ACAH	-	Viento
<i>Buteo plagiatus</i>	0.5	± 0.064	0.305	SM	+	1
<i>Buteo brachyurus</i>	0.65	± 0.117	0.232	SPLIT.A	+	Viento
<i>Buteo swainsoni</i>	0.41	± 0.025	0.042	PAST	+	1
<i>Buteo albonotatus</i>	0.63	± 0.031	0.095	MESH.A	+	Nubes
<i>Buteo jamaicensis</i>	0.2	± 0.112	0.053	SPLIT.A	+	Viento
<i>Herpethotes cachinnans</i>	0.58	± 0.153	0.274	MESH.A	+	Hora
<i>Micrastur semitorquatus</i>	0.08	± 0.126	0.021	SBC	+	Hora
<i>Caracara cheriway</i>	0.45	± 0.283	0.137	AI.A	+	1
<i>Falco sparverius</i>	0.47	± 0.051	0.253	PAST	+	Hora

Anexo 8. Detalle de los modelos multiestación con mejor valor de AIC, para las especies de aves rapaces diurnas, en la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017. Las variables con terminación “.A” corresponden a la variación del relieve, las variables con terminación “.C” hacen referencia a la heterogeneidad de coberturas y las variables sin ninguna de estas terminaciones son únicamente tipos de coberturas. Los parámetros son ψ : ocupación y ρ : detectabilidad, la colonización (γ) y extinción (ϵ) permanecieron constantes. El AIC es el valor del criterio de información de Akaike, de cada modelo y K es el número de parámetros en el modelo.

Especie	Modelo	AIC	K
Cathartidae			
<i>Coragyps atratus</i>	$\psi(\text{SHDI.C}), \gamma(1), \epsilon(1), \rho(1)$	724.24	5
<i>Cathartes aura</i>	$\psi(\text{LSI.C}), \gamma(1), \epsilon(1), \rho(\text{Hora})$	736.23	6
<i>Cathartes burrovianus</i>	$\psi(\text{LSI.A}), \gamma(1), \epsilon(1), \rho(\text{Tiempo})$	22.95	6
<i>Sarcoramphus papa</i>	$\psi(\text{LSI.A}), \gamma(1), \epsilon(1), \rho(1)$	10.02	5
Pandionidae			
<i>Pandion haliaetus</i>	$\psi(\text{AH+IJI.A}), \gamma(1), \epsilon(1), \rho(\text{Hora+Viento})$	16.80	8
Accipitridae			
<i>Chondrohierax uncinatus</i>	$\psi(\text{AI.C}), \gamma(1), \epsilon(1), \rho(1)$	32.13	5
<i>Elanus leucurus</i>	$\psi(\text{MESH.A+SHDI.C}), \gamma(1), \epsilon(1), \rho(\text{Hora})$	17.20	7
<i>Accipiter cooperi</i>	$\psi(\text{SM}), \gamma(1), \epsilon(1), \rho(\text{Hora+Tiempo})$	60.54	7
<i>Buteogallus anthracinus</i>	$\psi(\text{SBC}), \gamma(1), \epsilon(1), \rho(1)$	133.94	5
<i>Bueogallus urubitinga</i>	$\psi(\text{LSI.C}), \gamma(1), \epsilon(1), \rho(\text{Viento})$	37.88	6
<i>Rupornis magnirostris</i>	$\psi(\text{MESH.A}), \gamma(1), \epsilon(1), \rho(1)$	385.87	5
<i>Parabuteo unicinctus</i>	$\psi(\text{AI.C}), \gamma(1), \epsilon(1), \rho(1)$	30.58	5
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	$\psi(\text{ACAH}), \gamma(1), \epsilon(1), \rho(\text{Viento+Nubes})$	21.78	7
<i>Buteo plagiatus</i>	$\psi(\text{SM}), \gamma(1), \epsilon(1), \rho(1)$	275.44	5
<i>Buteo brachyurus</i>	$\psi(\text{SPLIT.A}), \gamma(1), \epsilon(1), \rho(\text{Viento+Nubes})$	197.12	8
<i>Buteo swainsoni</i>	$\psi(\text{PAST}), \gamma(1), \epsilon(1), \rho(1)$	45.03	5
<i>Buteo albonotatus</i>	$\psi(\text{MESH.A}), \gamma(1), \epsilon(1), \rho(\text{Nubes})$	81.34	6
<i>Buteo jamaicensis</i>	$\psi(\text{SPLIT.A}), \gamma(1), \epsilon(1), \rho(\text{Viento})$	56.30	6
Falconidae			
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	$\psi(\text{MESH.A+PAST}), \gamma(1), \epsilon(1), \rho(\text{Hora+Viento})$	229.80	8
<i>Micrastur semitorquatus</i>	$\psi(\text{SBC}), \gamma(1), \epsilon(1), \rho(\text{Hora+Nubes})$	21.05	7
<i>Caracara cheriway</i>	$\psi(\text{AI.A}), \gamma(1), \epsilon(1), \rho(1)$	142.49	5
<i>Falco sparverius</i>	$\psi(\text{PAST+AI.C}), \gamma(1), \epsilon(1), \rho(\text{Hora})$	162.3	7

Anexo 9. Probabilidad de ocupación (Ψ) para cada especie de ave rapaz diurna, obtenidas mediante modelos de ocupación de una estación, en cada una de las temporadas climáticas, en la Vertiente del Pacífico de Chiapas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017. SD; desviación estándar, Psi (Naive): ocupación naive, Ψ (var): Variable que explica la ocupación.

Especie	Secas				Lluvias			
	Psi (ψ)	SD	Psi (Naive)	ψ (var)	Psi (ψ)	SD	Psi (Naive)	ψ (var)
<i>Coragyps atratus</i>	0.9	0.061	0.8	IJI.A	0.82	0.076	0.642	IJI.A
<i>Cathartes aura</i>	0.97	0.019	0.937	AGUA+ SM	0.94	0.056	0.768	AGUA+SM
<i>Cathartes burrovianus</i>	-	-			0.03	0.037	0.011	LSI.A
<i>Sarcoramphus papa</i>	-	-			0.14	0.011	0.011	LSI.A
<i>Pandion haliaetus</i>	0.09	0.021	0.011	AH	-	-		AH
<i>Chondrohierax uncinatus</i>	0.08	0.018	0.011	PAST	0.24	0.014	0.011	PAST
<i>Elanus leucurus</i>	-	-			0.06	0.067	0.011	MESH.A+ SHDI.C
<i>Accipiter cooperi</i>	0.46	0.266	0.053	LSI.A	0.18	0.037	0.011	LSI.A
<i>Buteogallus anthracinus</i>	0.25	0.103	0.105	SBC	0.31	0.103	0.074	SBC
<i>Bueogallus urubitinga</i>	0.31	0.19	0.032	SM	-	-		SM
<i>Rupornis magnirostris</i>	0.65	0.091	0.389	PAST	0.59	0.02	0.253	PAST
<i>Parabuteo unicinctus</i>	0.17	2.447	0.011	LSI.C	0.16	0.073	0.011	LSI.C
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	0.04	0.032	0.021	SM	-	-		SM
<i>Buteo plagiatus</i>	0.39	0.1	0.253	SBC	0.82	0.095	0.126	SBC
<i>Buteo brachyurus</i>	0.67	0.195	0.147	SBC	0.57	0.121	0.095	SBC
<i>Buteo swainsoni</i>	0.41	0.018	0.042	PAST	-	-		PAST
<i>Buteo albonotatus</i>	0.4	0.19	0.095	PAST	-	-		PAST
<i>Buteo jamaicensis</i>	0.34	0.221	0.042	SPLIT.A	0.01	0.013	0.011	SPLIT.A
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	0.58	0.159	0.211	ACAH	0.62	0.047	0.095	ACAH
<i>Micrastur semitorquatus</i>	0.09	0.158	0.011	SM	0.05	0.05	0.011	SM
<i>Caracara cheriway</i>	0.31	0.234	0.095	PAST	0.52	0.056	0.053	PAST
<i>Falco sparverius</i>	0.42	0.08	0.253	PAST+ AI	-	-		PAST+AI.C

Anexo 10. Detalle de los modelos de una sola estación con mayor valor de AIC, para las especies de aves rapaces diurnas, en la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017. Las variables con terminación “.A” corresponden a la variación del relieve, las variables con terminación “.C” hacen referencia a la heterogeneidad de coberturas y las variables sin ninguna de estas terminaciones son únicamente tipos de coberturas. Los parámetros son ψ : ocupación y ρ : detectabilidad. El AIC es el valor del criterio de información de Akaike, de cada modelo y K es el número de parámetros en el modelo.

Temporada de secas			
Especie	Modelo	AIC	K
Cathartidae			
<i>Coragyps atratus</i>	ψ (IJI.A), ρ (Hora+Nubes)	389.94	5
<i>Cathartes aura</i>	ψ (AGUA+SM), ρ (1)	367.25	4
Pandionidae			
<i>Pandion haliaetus</i>	ψ (AH), ρ (Hora+Tiempo)	10.01	5
Accipitridae			
<i>Chondrohierax uncinatus</i>	ψ (PAST), ρ (Viento)	12.09	4
<i>Accipiter cooperi</i>	ψ (LSI.A), ρ (Viento)	52.07	4
<i>Buteogallus anthracinus</i>	ψ (SBC), ρ (Nubes)	85.01	4
<i>Bueogallus urubitinga</i>	ψ (SM), ρ (1)	36.87	3
<i>Rupornis magnirostris</i>	ψ (PAST), ρ (Nubes)	236.14	4
<i>Parabuteo unicinctus</i>	ψ (LSI.C), ρ (Hora)	8.15	4
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	ψ (SM), ρ (Hora+Nubes)	27.00	5
<i>Buteo plagiatus</i>	ψ (SBC), (1)	179.04	3
<i>Buteo brachyurus</i>	ψ (SBC), ρ (1)	120.07	3
<i>Buteo swainsoni</i>	ψ (PAST), ρ (Hora+Tiempo)	39.39	5
<i>Buteo albonotatus</i>	ψ (PAST), ρ (1)	79.31	3
<i>Buteo jamaicensis</i>	ψ (SPLIT.E), (1)	44.77	3
Falconidae			
<i>Herpethotes cachinnans</i>	ψ (ACAH), ρ (Tiempo+Nubes)	147.68	5
<i>Micrastur semitorquatus</i>	ψ (SM), ρ (Hora+Nubes)	16.55	5
<i>Caracara cheriway</i>	ψ (PAST), ρ (Tiempo)	89.47	4
<i>Falco sparverius</i>	ψ (PAST+AI.C), ρ (1)	166.11	4
Temporada de lluvias			
Especie	Modelo	AIC	K
Cathartidae			
<i>Coragyps atratus</i>	ψ (IJI.A), ρ (Hora+Nubes)		
<i>Cathartes aura</i>	ψ (AGUA+SM), ρ (1)		
<i>Cathartes burrovianus</i>	ψ (LSI.A), γ (1), ϵ (1), ρ (Tiempo)		
<i>Sarcoramphus papa</i>	ψ (LSI.A), γ (1), ϵ (1), ρ (1)		

Pandionidae

Pandion haliaetus $\psi(\text{AH}), \rho(\text{Hora}+\text{Tiempo})$

Accipitridae

Chondrohierax uncinatus $\psi(\text{PAST}), \rho(\text{Viento})$

Elanus leucurus $\psi(\text{MESH.A}+\text{SHDI.C}), \gamma(1), \varepsilon(1), \rho(\text{Hora})$

Accipiter cooperi $\psi(\text{LSI.A}), \rho(\text{Viento})$

Buteogallus anthracinus $\psi(\text{SBC}), \rho(\text{Nubes})$

Bueogallus urubitinga $\psi(\text{SM}), \rho(1)$

Rupornis magnirostris $\psi(\text{PAST}), \rho(\text{Nubes})$

Parabuteo unicinctus $\psi(\text{LSI.C}), \rho(\text{Hora})$

Geranoaetus albicaudatus $\psi(\text{SM}), \rho(\text{Hora}+\text{Nubes})$

Buteo plagiatus $\psi(\text{SBC}), (1)$

Buteo brachyurus $\psi(\text{SBC}), \rho(1)$

Buteo swainsoni $\psi(\text{PAST}), \rho(\text{Hora}+\text{Tiempo})$

Buteo albonotatus $\psi(\text{PAST}), \rho(1)$

Buteo jamaicensis $\psi(\text{SPLIT.A}), (1)$

Falconidae

Herpetotheres cachinnans $\psi(\text{ACAH}), \rho(\text{Tiempo}+\text{Nubes})$

Micrastur semitorquatus $\psi(\text{SM}), \rho(\text{Hora}+\text{Nubes})$

Caracara cheriway $\psi(\text{PAST}), \rho(\text{Tiempo})$

Falco sparverius $\psi(\text{PAST}+\text{AI.C}), \rho(1)$

Anexo 11. Relación de la probabilidad de ocupación de cada una de las especies de aves rapaces diurnas, con la perturbación en los sitios de muestreo, en la Vertiente del Pacífico de Chiapas, durante dos temporadas climáticas, secas (enero - marzo) y lluvias (junio - agosto) de 2017.

