

DENSIDAD Y USO DE HÁBITAT DE BÚHOS EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA SELVA EL OCOTE, CHIAPAS, SUR DE MÉXICO

José Raúl Vázquez-Pérez¹, Paula L. Enríquez¹, José Luis Rangel-Salazar¹, & Miguel Ángel Castillo²

¹Departamento de Ecología y Sistemática Terrestre, El Colegio de la Frontera Sur, Apdo. 63, 29290, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México. *E-mail*: penrique@ecosur.mx

²Laboratorio de Análisis de Información Geográfica y Estadística (LAIGE), El Colegio de la Frontera Sur, Apdo. 63, 29290, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

Abstract. – Density and habitat use of owls in the Biosphere Reserve Selva El Ocote, Chiapas. –

Changes in natural areas for human activities affect differentially density and habitat use of wildlife. In this study, we evaluated the density and habitat use of three owl (Strigidae) species, Vermiculated Screech-Owl (*Megascops guatemalae*), Ferruginous Pygmy-Owl (*Glaucidium ridgwayi*), and Mottled Owl (*Strix squamulata*). This study took place during dry and rainy seasons in the Biosphere Reserve Selva El Ocote in 2010. We used four lineal transects (from 1.1 to 2.0 km) in tropical and oak forests. Species density varied among habitats; *S. squamulata* had the higher density with 3.2 ± 0.5 (ind./km²) in the tropical forest and the lower density was for *G. ridgwayi* (0.3 ± 0.2 ind./km²) in the oak forest. However, species density was constant between seasons. Intensity of habitat use in vegetation types was different among species. *M. guatemalae* used more tropical forest than its availability, *G. ridgwayi* used more secondary oak forest, and *S. squamulata* used more secondary tropical forest. Density and habitat use showed spatial variation related with vegetation type characteristics.

Resumen. – Las modificaciones en ambientes naturales originados por fenómenos naturales y actividades humanas afectan de manera diferente la densidad y el uso de hábitat de la fauna silvestre. En este estudio evaluamos la densidad y uso de hábitat de tres especies de búhos (Strigidae), Tecolote Vermiculado (*Megascops guatemalae*), Tecolote Bajefío (*Glaucidium ridgwayi*) y Búho Café (*Strix squamulata*). El estudio se realizó durante las temporadas de secas y lluvias en la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote, Chiapas en 2010. Se utilizaron cuatro trayectos lineales de entre 1,1 y 2,0 km en ambientes de selva mediana y bosque de encino. La densidad de las especies varió entre ambientes; la mayor densidad fue de *S. squamulata* con $3,2 \pm 0,5$ (ind./km²) en la selva y la menor densidad fue para *G. ridgwayi* ($0,3 \pm 0,2$ ind./km²) en el bosque. Sin embargo, la densidad de las especies fue consistente entre ambas temporadas. La intensidad en el uso de los diferentes tipos de vegetación fue variable entre las especies; *M. guatemalae* usó más de lo disponible la selva mediana, *G. ridgwayi* usó más la vegetación secundaria de bosque y *S. squamulata* usó más la vegetación secundaria de selva. La densidad y uso del hábitat presentó una variación espacial en relación a las características ambientales. *Aceptado el 28 de octubre de 2011.*

Key words: Vermiculated Screech-Owl, *Megascops guatemalae*, Ferruginous Pygmy-Owl, *Glaucidium ridgwayi*, Mottled Owl, *Strix squamulata*, Strigidae, season, transects, territoriality, vegetation types.

INTRODUCCIÓN

Los cambios ambientales originados por actividades humanas y fenómenos naturales (e.g.,

incendios naturales, tormentas) se consideran la causa principal de que muchas especies silvestres se encuentren amenazadas o en peligro de extinción local en zonas tropicales

(Lindenmayer & Franklin 2002, Sodhi *et al.* 2008). Sin embargo, los cambios en el ambiente podrían afectar de manera diferente a las especies. Usualmente, las especies raras tienden a ser más afectadas debido a sus distribuciones restringidas, tamaños poblacionales reducidos, especialización de hábitat o combinaciones de éstos (Norris & Pain 2002, Rey-Benayas 2009). No obstante, las especies comunes también podrían estar sujetas a disminuciones poblacionales drásticas, y en ocasiones, llegar a un riesgo de extinción local debido a cambios ambientales severos como la deforestación extensiva (Gaston & Fuller 2008).

En el caso de las aves, el riesgo potencial de extinción es variable entre los diferentes grupos taxonómicos y funcionales. Uno de los grupos funcionales más amenazados es el de las aves rapaces, incluyendo falconiformes y búhos, por estar constituido por especies generalmente poco abundantes, por sus requerimientos de áreas de acción extensas y vulnerabilidad a los cambios ambientales causados por actividades humanas o fenómenos naturales (Grossman & Hamlet 1964, Thio-llay 2006).

De esta manera, la conservación y manejo de las aves rapaces requieren de planificaciones y decisiones urgentes en el uso de la tierra. A la vez, esto requiere obtener un conocimiento amplio de su ecología e historia de vida. Actualmente el conocimiento biológico y ecológico de los búhos es aún muy limitado en la región tropical (e.g., Enríquez & Rangel-Salazar 2001, Lloyd 2003, Borges *et al.* 2004).

Para la conservación de los búhos un parámetro importante a estimar es la densidad poblacional de cada especie; i.e., el número de individuos por unidad de área (Thompson 2004). La densidad poblacional puede ser regulada o limitada por factores denso-dependientes (e.g., alimento, competencia, enfermedades) y denso-independientes (e.g., clima,

desastres naturales, actividades humanas; Newton 1998). Generalmente, los sitios con mayor densidad poblacional son aquellos que presentan las mejores condiciones para la supervivencia y reproducción, pero dicha variable tiende a disminuir conforme las condiciones son menos adecuadas para la persistencia poblacional (Andrewartha & Birch 1954, Brown 1995).

Otro parámetro importante es determinar cómo las diferentes especies de búhos utilizan distintos tipos de hábitats presentes en el paisaje como una manera de inferir procesos de selección y preferencia de hábitat (Block & Brennan 1993, Jones 2001, Morrison *et al.* 2006). El uso que los búhos hacen de su hábitat puede ser variable entre especies, dependiendo tanto de las características ambientales como de la capacidad de cada especie para aprovechar los recursos (e.g., alimentos, sitios de descanso). Así, el nivel de uso de un tipo de hábitat puede llegar a ser diferente a su disponibilidad. Es decir, algunos tipos de vegetación pueden ser más utilizados espacial y temporalmente, mientras que otros se utilizan con menor frecuencia en relación a su disponibilidad en el paisaje (Hall *et al.* 1997, Sutherland 2004).

La variación de la precipitación entre las temporadas de secas y lluvias es un factor que puede afectar la densidad y uso del hábitat de los búhos tropicales. Probablemente existe una menor disponibilidad de recursos (e.g., alimentos, refugios) durante la temporada seca y mayor disponibilidad en la temporada de lluvias (Williams & Middleton 2008). Esta variación de recursos puede tener un efecto en que las especies se muevan de sitios donde las perspectivas de supervivencia o de reproducción son bajas, a otros sitios donde sus perspectivas podrían incrementarse (Block & Brennan 1993, Newton 1998). En el presente estudio se analizaron los patrones espaciales y temporales de la densidad poblacional y uso de hábitat de un ensamble de búhos (*Megascops*

guatemalae, *Glaucidium ridgwayi* y *Strix squamulata*) en la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote. El propósito del presente estudio fue obtener información ecológica básica para la toma de decisiones en la conservación de los búhos y sus ambientes.

ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS

Nuestro estudio se realizó en la zona sureste de amortiguamiento de la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote (REBISO) (101,288 ha; CONANP/SEMARNAT 2000), localizada hacia la porción occidental del Estado de Chiapas, México (16°45'42" y 17°09'00"N; 93°54'19" y 93°21'20"O). El área de estudio comprende específicamente el ejido Armando Zebadúa y la zona sujeta a conservación ecológica Laguna Bélgica (Fig. 1). Los tipos de vegetación presentes en este paisaje incluyen selva mediana subperennifolia, bosque de encino y vegetación secundaria. La altitud de esta zona varía de 800 a 1300 m s.n.m.

La selva mediana presenta una altura promedio de $18,2 \pm 0,6$ m y algunas especies arbóreas presentes en esta vegetación son *Cymbopetalum penduliflorum*, *Quararibea funebris*, *Brosimum alicastrum*, *Dendropanax arboreus*, *Cedrela odorata*, *Bursera simaruba*, *Zanthoxylum kellermanii*, *Cordia alliodora* y *Ficus* sp. El número promedio de árboles (\geq a 20 cm de diámetro) es de $10 \pm 0,6$ individuos en 0,05 ha y la cobertura del dosel es de 89%. La vegetación secundaria de selva tiene una altura promedio de $8,3 \pm 1,2$ m y algunos árboles que componen esta vegetación son *Heliocarpus appendiculatus*, *H. donnell-smithii*, *Pithecellobium leucocalyx*, *Tabebuia rosea*, *Belotia mexicana* y *Cecropia obtusifolia*. El número de árboles \geq a 20 cm de diámetro en 0,05 ha es de $7,9 \pm 0,6$ individuos y la cobertura del dosel es de 76% (Ochoa-Gaona 1996, Vázquez-Pérez 2011).

El bosque de encino tiene una altura promedio de $13,8 \pm 2,4$ m y las especies arbóreas presentes en este tipo de vegetación son

Quercus elliptica, *Q. oleoides*, *Q. acutifolia*, *Q. sapotaeifolia*, *Clethra macrophylla*, *Liquidambar macrophylla*, *Pimenta dioica* y *Ficus involuta*. El promedio de árboles a 20 cm de diámetro es de $9 \pm 1,3$ individuos en 0,05 ha y la cobertura del dosel es de 89%. La vegetación secundaria del bosque tiene una altura promedio de $8,9 \pm 3,3$ m y los árboles que componen esta vegetación son *Nectandra coricea*, *Tapirira mexicana*, *Cecropia obtusifolia*, *C. peltata* y *Bursera simaruba*. El número de árboles \geq a 20 cm de diámetro en 0,05 ha es de $7,4 \pm 2$ individuos y la cobertura del dosel es de 83% (Escobar-Ocampo & Ochoa-Gaona 2007, Vázquez-Pérez 2011).

Los muestreos se realizaron durante la temporada de secas (enero–mayo) y de lluvias (junio–agosto) de 2010. Para obtener los datos de densidad y uso de hábitat de los búhos, se utilizó el método de conteo complementario por dos observadores en trayectos lineales (Nichols *et al.* 2000, Gibbons & Gregory 2006). Se establecieron 4 trayectos con una longitud variable entre 1,1 y 2,0 km de longitud cada uno. Dos trayectos en el ejido Armando Zebadúa en ambientes de selva mediana y dos en laguna Bélgica en ambientes de bosque de encino, estos ambientes se encuentran separados por una distancia de 5,5 km en línea recta. Los trayectos fueron establecidos en caminos o veredas y cada uno fue recorrido tres veces al mes. En el ambiente de selva los trayectos incluyeron coberturas de selva mediana, vegetación secundaria y potreros con árboles aislados de selva mediana. En el ambiente de bosque incluyeron bosque de encino, vegetación secundaria de encino y potreros con árboles aislados de encino. Los tres recorridos mensuales en cada trayecto se iniciaron a diferentes horarios para aumentar la probabilidad de detectar el mayor número de individuos, ya que los búhos pueden tener diferentes horas de actividad. Los horarios de inicio de los recorridos fueron los siguientes: anochecer o noche temprana (18:00–18:30 h),

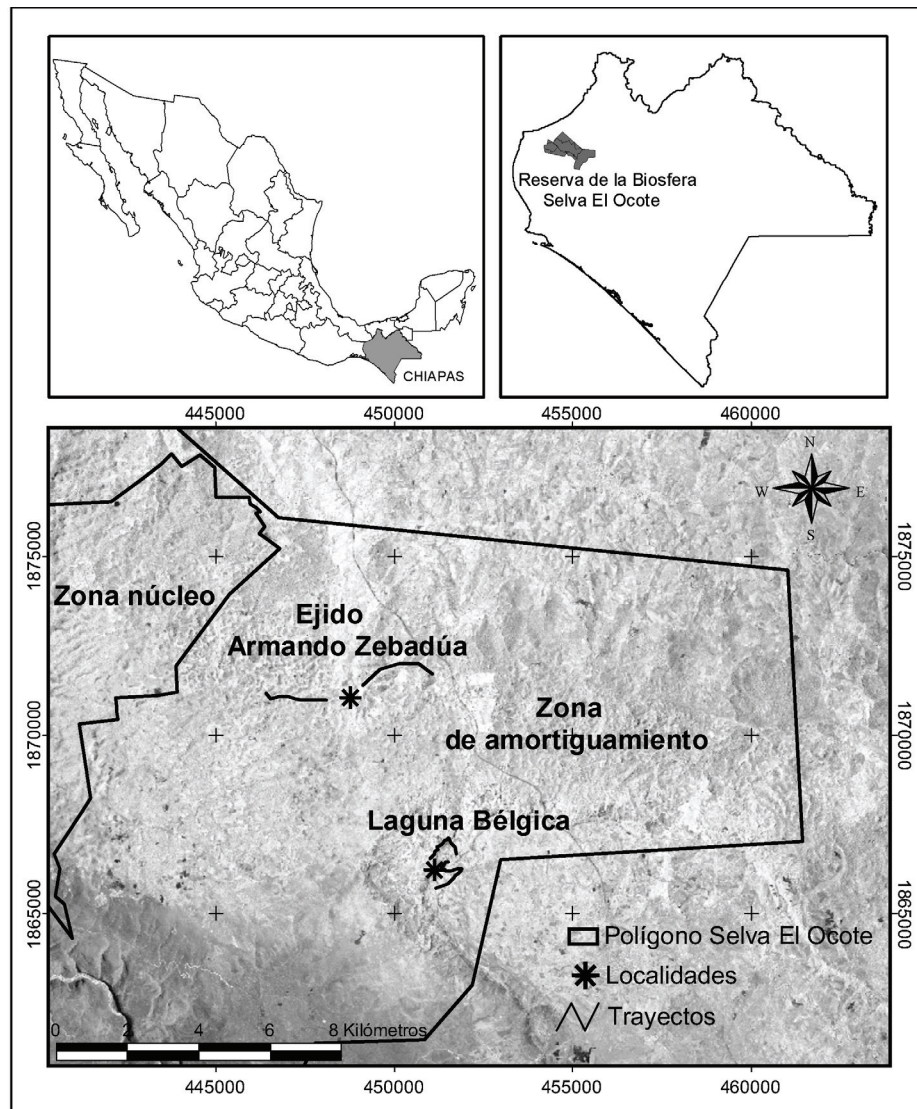


FIG. 1. Localización geográfica del Ejido Armando Zebadúa y la zona sujeta a conservación Ecológica Laguna Bélgica dentro de la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote al Noroeste del Estado de Chiapas, México.

media noche (22:00 h) y noche tardía (04:00 h).

La localización espacial de los búhos durante los trayectos se determinó por triangulación entre los dos observadores separa-

dos por una distancia fija de 50 o 100 m entre ellos, o registrando la coordenada del sitio de la observación. Mediante el uso del programa ArcView 3.2 se analizaron las triangulaciones y se estimaron las distancias perpendiculares

del trayecto al sitio de ubicación del búho. Lo anterior permitió disminuir el error en las estimaciones de las distancias perpendiculares del trayecto al búho. Para calcular la densidad de los búhos (número de individuos/km²) se utilizó el programa Distance 6.0 (Thomas *et al.* 2009). La densidad se estimó de manera separada para la selva y el bosque, y para la estación seca y lluviosa.

Para determinar los patrones del uso de hábitat se delimitó el área de muestreo en cada uno de los trayectos según las características topográficas del área (e.g., valle, cañada), lo cual está relacionado con la distancia a la que se pueden escuchar las vocalizaciones de los búhos. La delimitación del área de muestreo en los trayectos se realizó mediante el programa ArcView 3.2. Las áreas delimitadas fueron entre 50 y 200 m a ambos lados del trayecto; de esta forma, se calculó la superficie en hectáreas de cada trayecto. Posteriormente se calculó la superficie de cada tipo de vegetación realizándose una clasificación supervisada utilizando el programa Erdas Imagine 9.2 (2008). Para esto se utilizaron imágenes multiespectrales y pancromáticas Spot 5 del año 2008, con una resolución espacial de 10 y 2,5 m, respectivamente. Los porcentajes de cobertura que se obtuvieron para cada tipo de vegetación se relacionaron con la presencia de las especies observadas en cada tipo de vegetación usando el programa HABUSE (Byers *et al.* 1984). Con este programa se determinó la intensidad del uso de la vegetación por los búhos por medio de límites de confianza de Bonferroni. Los valores del uso observado y esperado por los búhos en cada tipo de vegetación fueron multiplicados por 100 para convertirlos a porcentajes.

Los patrones de densidad fueron evaluados a través de los diferentes ambientes (selva y bosque) y temporadas (secas y lluvias) por medio de modelos lineales generalizados (MLG). A través de los MLG se descartó la interacción de primer nivel entre ambientes y

temporadas ($P > 0,05$). Las pruebas fueron consideradas significativas con un valor de $P \leq 0,05$. Los análisis estadísticos se realizaron con el programa JMP-SAS 7.0 (Sall *et al.* 2007).

RESULTADOS

Densidades. Tres especies de búhos fueron detectadas durante todo el periodo de estudio: *Megascops guatemalae* ($n = 24$), *Glaucidium ridgwayi* ($n = 10$) y *Strix squamulata* ($n = 104$). En la selva se registraron todas las especies, donde *S. squamulata* presentó la mayor densidad, seguida de *M. guatemalae* y *G. ridgwayi* (Tabla 1). En el bosque de encino solo se registraron *G. ridgwayi* y *S. squamulata*, presentando la primera especie una densidad menor que la segunda (Tabla 1). La densidad de *S. squamulata* fue mayor en la selva que en el bosque (MLG, $\chi^2_{1,15} = 14,5$; $P < 0,001$; Tabla 1). En cambio, la densidad de *G. ridgwayi* fue muy similar entre selva y bosque (MLG, $\chi^2_{1,15} = 0,1$; $P = 0,7$; Tabla 1).

En la selva, la densidad de las tres especies de búhos fue consistente durante la estación seca y lluviosa (*M. guatemalae*: $\chi^2_{1,7} = 0,2$, $P = 0,6$; *G. ridgwayi*: $\chi^2_{1,7} = 0,2$, $P = 0,7$; *S. squamulata*: $\chi^2_{1,7} = 0,25$, $P = 0,6$; Tabla 1). En el bosque, la densidad de *G. ridgwayi* y *S. squamulata* fue también muy similar entre estaciones climáticas ($\chi^2_{1,7} = 0,01$, $P = 0,8$ y $\chi^2_{1,7} = 0,3$, $P = 0,6$, respectivamente; Tabla 1). No se detectaron interacciones entre ambientes y temporadas en las densidades de *G. ridgwayi* y *S. squamulata* ($\chi^2_{1,15} = 0,01$, $P = 0,9$ y $\chi^2_{1,15} = 0,2$; $P = 0,7$; respectivamente).

Uso del hábitat. En el área de estudio se identificaron cuatro tipos de vegetación y un uso del suelo: selva mediana (cobertura = 40%), vegetación secundaria de selva (cobertura = 23%), bosque de encinos (cobertura = 15%), vegetación secundaria de encino (cobertura =

TABLA 1. Densidad de tres especies de búhos (número de individuos por km² ± error estándar) en ambientes de selva y bosque de la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote (REBISO), durante la temporada de secas y lluvias del 2010.

Especies	Ambientes					
	Selva Mediana			Bosque Encino		
	Secas	Lluvias	Total	Secas	Lluvias	Total
<i>Megascops guatemalae</i>	0,9 ± 0,3	0,99 ± 0,5	1,0 ± 0,3	-	-	-
<i>Glaucidium ridgwayi</i>	0,5 ± 0,4	0,2 ± 0,2	0,4 ± 0,2	0,3 ± 0,3	0,4 ± 0,3	0,3 ± 0,2
<i>Strix squamulata</i>	3,0 ± 0,5	3,4 ± 0,9	3,2 ± 0,5	1,7 ± 0,7	1,9 ± 0,8	1,9 ± 0,5

15%) y potreros con árboles aislados (cobertura = 7%).

Megascops guatemalae usó dos tipos de vegetación (selva mediana y vegetación secundaria de selva) de las cinco coberturas que hubo disponibles. De estos dos tipos, la selva fue utilizada en mayor proporción respecto a su disponibilidad (71 vs 41%). *Glaucidium ridgwayi* usó sólo vegetación secundaria de selva y de bosque. La vegetación secundaria de bosque fue utilizada en una mayor proporción con relación a su disponibilidad (60 vs 15%), mientras que la vegetación secundaria de selva fue utilizada de acuerdo a su disponibilidad (Tabla 2).

Strix squamulata fue encontrada en los cuatro tipos de vegetación. La vegetación secundaria de selva fue utilizada por esta especie en mayor proporción a lo disponible (48 vs 23%), mientras que la vegetación secundaria de bosque la usó en la misma proporción en que estuvo disponible. El uso de la selva mediana y del bosque de encino fue menor a lo esperado según su disponibilidad (28 vs 41% y 8 vs 15%). El potrero con árboles aislados no fue usado por ninguna de las tres especies de búhos (Tabla 2).

Megascops guatemalae usó de manera similar la vegetación durante la estación seca como lluviosa. La selva mediana la usó en una mayor proporción que lo esperado según su

disponibilidad, mientras que la vegetación secundaria en selva mediana la usó en la misma proporción a lo esperado según lo disponible. *Glaucidium ridgwayi* usó la vegetación secundaria de selva y de bosque de manera proporcional a su disponibilidad en ambas temporadas. Asimismo *Strix squamulata* usó la selva mediana y la vegetación secundaria (selva y bosque) de la misma forma en ambas temporadas. El bosque de encino lo usó en una menor proporción a lo disponible en la temporada seca (6 vs 15%); en cambio, en temporada de lluvias el uso fue proporcional a su disponibilidad (10 vs 15%; Tabla 3).

DISCUSIÓN

Densidad poblacional. La densidad poblacional estimada difirió entre especies de búhos y entre ambientes. *S. squamulata* fue la especie que presentó la mayor densidad tanto en selva como en bosque. Posiblemente, esto se debió a su mayor ubicuidad ya que es una especie que puede usar diferentes ambientes, consumir una amplia variedad de presas y presenta un rango altitudinal amplio (0–2500 m s.n.m.; Stiles & Skutch 1989, Gerhardt *et al.* 1994, Marks *et al.* 1999). Su mayor densidad en selva mediana con respecto al bosque de encino, quizás se debió a que la selva presenta mayor diversidad estructural y composicional de la

TABLA 2. Uso y disponibilidad del hábitat (vegetación) de tres especies de búhos en la REBISO de enero a agosto de 2010. Donde $U > D$: usado más de lo disponible (en negritas), $U < D$: usado menos de lo disponible, $U = D$: usado igual a lo disponible. SM = selva mediana, VSS = vegetación secundaria de selva, BE = bosque de encino, VSB = vegetación secundaria de bosque, PT = potreros con árboles aislados. Los valores de uso observado y esperado se presentan en porcentajes.

Especies	Vegetación	Observado (usado)	Esperado (disponibilidad)	Bonferroni ($P < 0.05$)	Resultado
<i>Megascops guatemalae</i>	SM	75	41	0,52–0,98	U > D
	VSS	25	23	0,02–0,48	U = D
	BE	0	15	0,00–0,01	U < D
	VSB	0	15	0,00–0,01	U < D
<i>Glauucidium ridgwayi</i>	PT	0	6	0,00–0,01	U < D
	SM	0	41	0,00–0,01	U < D
	VSS	40	23	0,00–0,80	U = D
	BE	0	15	0,00–0,01	U < D
<i>Strix squamulata</i>	VSB	60	15	0,20–1,00	U > D
	PT	0	6	0,00–0,01	U < D
	SM	28	41	0,17–0,39	U < D
	VSS	48	23	0,36–0,61	U > D
	BE	8	15	0,01–0,14	U < D
	VSB	16	15	0,07–0,26	U = D
	PT	0	6	0,00–0,003	U < D

vegetación lo que pudo haber influenciado una mayor disponibilidad de recursos (e.g., presas, sitios de anidación, posaderos).

La segunda especie con mayor densidad fue *M. guatemalae* la cual estuvo presente únicamente en la selva (selva mediana y vegetación secundaria). Esto pudo deberse a que su distribución se restringe a ambientes de zonas bajas (0–1500 m s.n.m.) dentro de su rango geográfico (Marks *et al.* 1999, König & Weick 2008). Su presencia en la vegetación secundaria o bordes de selva puede estar relacionada con una mayor disponibilidad de alimento (Sberze *et al.* 2010) y/o a la mayor iluminación ambiental facilitada por la escasa cobertura del dosel. Ambos factores pudieron haber facilitado una mayor captura de presas al combinar la estrategia de captura auditiva y visual usada por los búhos (Marks *et al.* 1999, Barros & Cintra 2009).

Aun cuando *G. ridgwayi* estuvo presente en selva y bosque, fue la especie con la menor

densidad. Esto es curioso ya que este búho es bastante ubicuo debido a sus hábitos diurnos y nocturnos, presentando mayor actividad al amanecer y al atardecer. Posiblemente, su menor densidad se debe a que la especie tiende a ocupar más zonas con vegetación dispersa, las cuales fueron escasas en nuestra área de estudio, y a evitar las zonas arbóreas densas (Marks *et al.* 1999, König & Weick 2008).

La densidad de las tres especies de búhos no difirió significativamente entre las estaciones climáticas. Un factor que pudo haber influido en esto es el comportamiento territorial de los búhos, lo cual obliga a otros individuos a moverse fuera del área defendida, y permite mantener estables las densidades locales (Newton 1998). Por otra parte, la densidad puede ser afectada por el tamaño de los territorios, ya que suelen variar de tamaño en relación a la abundancia de recursos. Generalmente, los territorios son grandes cuando los recursos son escasos y pequeños cuando el

TABLA 3. Uso y disponibilidad del hábitat (vegetación) de tres especies de búhos en la temporada de secas y lluvias de la REBISO. Donde $U > D$: usado más de lo disponible (en negritas), $U < D$: usado menos de lo disponible, $U = D$: usado igual a lo disponible. SM = selva mediana, VSS = vegetación secundaria de selva, BE = bosque de encino, VSB = vegetación secundaria de bosque, PT = potrero con árboles aislados. Los valores de uso observado y esperado se presentan en porcentajes.

Especies	Vegetación	Observado (usado)		Esperado (disponibilidad)		Bonferroni ($P < 0.05$)		Resultados	
		Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias
<i>Megascops guatemalae</i>	SM	73	78	41	41	0,44–1,03	0,42–1,13	U > D	U > D
	VSS	27	22	23	23	0,00–0,56	0,00–0,58	U = D	U = D
	BE	0	0	15	15	0,00–0,01	0,00–0,09	U < D	U < D
	VSB	0	0	15	15	0,00–0,01	0,00–0,01	U < D	U < D
<i>Glaucidium ridgwayi</i>	PT	0	0	6	6	0,00–0,01	0,00–0,01	U < D	U < D
	SM	0	0	41	41	0,00–0,01	0,00–0,01	U < D	U < D
	VSS	43	33	23	23	0,00–0,91	0,00–1,03	U = D	U = D
	BE	0	0	15	15	0,00–0,01	0,00–0,02	U < D	U < D
<i>Strix squamulata</i>	VSB	57	67	15	15	0,09–1,05	0,00–1,37	U = D	U = D
	PT	0	0	6	6	0,00–0,01	0,00–0,02	U < D	U < D
	SM	29	27	41	41	0,14–0,43	0,09–0,45	U = D	U = D
	VSS	49	46	23	23	0,33–0,65	0,26–0,66	U > D	U > D
	BE	6	10	15	15	0,00–0,14	0,00–0,22	U < D	U = D
	VSB	16	17	15	15	0,04–0,28	0,02–0,32	U = D	U = D
	PT	0	0	6	6	0,00–0,003	0,00–0,004	U < D	U < D

recurso es abundante, por lo cual la densidad podría incrementar con territorios pequeños (Patterson 1980). Sin embargo, hay que considerar que el tamaño de un territorio podría no ser afectado por la disponibilidad de recursos cuando este es defendido y mantenido a largo plazo. Así, la densidad poblacional de una especie territorial podría mantenerse estable a lo largo del año o entre años (Patterson 1980, López-Sepulcre & Kokko 2005). Por otra parte, durante la época reproductiva la densidad poblacional de una especie puede incrementarse por el reclutamiento de animales juveniles. Sin embargo, nosotros no evidenciamos un incremento poblacional durante la época reproductiva.

Uso del hábitat. Las tres especies de búhos registradas en este estudio presentaron variación en el uso de los tipos de vegetación dis-

ponibles. *M. guatemalae* únicamente utilizó la selva mediana y la vegetación secundaria de selva. El hecho que *M. guatemalae* use la selva mediana en mayor proporción a lo que está disponible en el paisaje podría deberse a que es una especie que habita únicamente ambientes de selva, usualmente con poca perturbación humana (König & Weick 2008). De acuerdo a nuestros resultados, esta especie usó la vegetación secundaria de selva en la misma proporción a su disponibilidad. Apparentemente, *M. guatemalae* usa los parches de vegetación secundaria para alimentarse, regresando posteriormente a la selva mediana para refugiarse, descansar y reproducirse (Duncan 2003, König & Weick 2008).

Consistente con lo documentado por otros autores (Marks *et al.* 1999, Proudfoot 2006), *G. ridgwayi* estuvo presente en ambientes con vegetación poco densa tales como

parches secundarios tanto de selva como de bosque. La vegetación secundaria de selva la utilizó en la misma proporción a su disponibilidad. Este tipo de vegetación se encuentra disponible en áreas pequeñas rodeadas de selva mediana, lo cual podría estar limitando la presencia de la especie. Por el contrario, las áreas con vegetación secundaria de bosque son de mayor tamaño en la cual están inmersas áreas agrícolas. La poca disponibilidad de vegetación secundaria en el paisaje conduciría a que *G. ridgwayi* use este tipo de vegetación más intensamente.

Los cuatro tipos de vegetación usados por *S. squamulata* fueron usados con diferente intensidad. Este uso diferencial puede estar relacionado con el nivel de perturbación. La vegetación secundaria de selva - la cual utilizó más de lo disponible - parece presentar una perturbación intermedia con respecto a formaciones vegetales poco perturbadas (selva mediana y bosque de encinos) y altamente perturbadas (parches secundarios de bosque de encino). Los sitios con perturbación intermedia suelen presentar una alta diversidad biológica ya que tienen especies de zonas abiertas y de zonas conservadas (Ricklefs & Schluter 1993, Meffe & Carroll 1994). Esta característica puede estar generando mayor número de presas para *S. squamulata* y, por lo tanto, un mayor uso de la vegetación secundaria de selva mediana. Los potreros con árboles aislados aunque estuvieron disponibles en el paisaje, estos no fueron usados por ninguna de las tres especies mencionadas.

Strix squamulata fue la única especie que mostró diferencias estacionales en el uso del hábitat. Esta especie usó el bosque de encino durante la estación seca menos que lo esperado y durante la estación lluviosa igual que lo esperado con respecto a su disponibilidad. Lo anterior puede tener relación con una mayor abundancia de recursos alimenticios para esta especie. Algunos grupos de insectos, anfibios y otros animales que pueden ser alimentos

potenciales para *S. squamulata* podrían ser más abundantes durante la temporada de lluvias en los ambientes tropicales (Fogden 1972, Frith & Frith 1985, Williams & Middleton 2008). La densidad poblacional de los búhos fue variable entre ambientes de selva y bosque. Esta variación parece estar relacionada con la heterogeneidad del paisaje y con las características ecológicas de las especies. El hecho que ninguna especie haya sido registrada en potreros arbolados indica que todas las especies dependen ecológicamente de hábitats boscosos. Por otra parte, el hecho que algunas especies de búhos usen más que otros la vegetación secundaria o perturbada sugiere que podrían tener una sensibilidad diferencial ante un manejo futuro de la selva y el bosque.

La deforestación es uno de los factores más drásticos en la pérdida y la degradación de las selvas y bosques. Estos cambios a nivel regional pueden alterar los patrones de distribución, densidad y uso de hábitat de los búhos al reducir la disponibilidad de ambientes para reproducirse y sobrevivir. La Reserva de la Biosfera Selva El Ocote ha sido afectada por incendios forestales y otras actividades humanas que han causado cambios ambientales, los cuales pueden afectar más a aquellas especies dependientes de selva y sensibles a las perturbaciones humanas como los búhos.

AGRADECIMIENTOS

A José Sebastián y Rausel Vázquez Pérez, y J. Luis Montejo por todo su apoyo en el trabajo de campo. Al Dr. Eduardo Naranjo por su aporte en el análisis de los datos. A los pobladores del ejido Armando Zebadua y guardaparques de Laguna Bélgica. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT No. 228384) por la beca otorgada al primer autor (JRV-P) para realizar estudios de Maestría en El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal de Las Casas, Chia-

pas. A Ricardo Figueroa Rojas, Heimo Mikkola y André Weller quienes con sus comentarios mejoraron el manuscrito.

REFERENCIAS

- Andrewartha, H. G., & L. C. Birch. 1954. The distribution and abundance of animals. The Univ. of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA. 782 pp.
- Barros, O. G., & R. Cintra. 2009. The effects of forest structure on occurrence and abundance of three owl species (Aves: Strigidae) in the central Amazon forest. *Zool.* 26: 85–96.
- Block, W. M., & L. A. Brennan. 1993. The habitat concept in ornithology: theory and applications. *Curr. Ornithol.* 11: 35–91.
- Borges, S. H., L. M. Henriques, & A. Carvalhaes. 2004. Density and habitat use by owls in two Amazonian forest types. *J. Field Ornithol.* 75: 176–182.
- Brown, J. H. 1995. Macroecology. The Univ. of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA. 269 pp.
- Byers, C. R., R. K. Steinhorst, & P. R. Krausman. 1984. Clarification of a technique for analysis of utilization-availability data. *J. Wildl. Manage.* 48: 1050–1053.
- CONANP/SEMARNAT. 2000. Programa de manejo de la Reserva de la Biosfera Selva el Ocote. SEMARNAT, México, D.F., México. 144 pp.
- Duncan, J. R. 2003. Owls of the world: their lives, behavior and survival. Firefly, New York, New York, USA. 319 pp.
- Enríquez, P. L., & J. L. Rangel-Salazar. 2001. Owl occurrence and calling behavior in a tropical rain forest. *J. Raptor Res.* 35: 107–114.
- Escobar-Ocampo, M. C., & S. Ochoa-Gaona. 2007. Estructura y composición florística de la vegetación del Parque Educativo Laguna Bélgica, Chiapas, México. *Rev. Mex. Biodivers.* 78: 391–419.
- Flamenco-Sandoval, A., M. Martínez Ramos, & O. R. Masera. 2007. Assessing implications of land-use and land-cover change dynamics for conservation of a highly diverse tropical rain forest. *Biol. Conserv.* 138: 131–145.
- Fogden, M. P. 1972. The seasonality and population dynamics of equatorial forest birds in Sarawak. *Ibis* 114: 307–343.
- Frith, C. B., & D. W. Frith. 1985. Seasonality of insect abundance in an Australian upland tropical rainforest. *Aust. J. Ecol.* 10: 237–248.
- Gaston, K. J., & R. A. Fuller. 2008. Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends Ecol. Evol.* 23: 14–19.
- Gerhardt, R. P., N. Bonilla, D. M. Gerhardt, C. J. Flaten, & N. Bonilla. 1994. The foods habits of sympatric *Ciccaba* owls in northern Guatemala. *J. Field Ornithol.* 65: 258–264.
- Gibbons, D. W., & R. D. Gregory. 2006. Birds. Pp. 308–350 *en* Sutherland, W. J. (ed.). *Ecological census techniques. A handbook.* Cambridge Univ. Press, New York, New York, USA.
- Grossman, M., & J. Hamlet. 1964. *Birds of prey of the world.* Crown Publishers, Inc. New York, New York, USA. 496 pp.
- Hall, L. S., P. R. Krausman, & M. L. Morrison. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildl. Soc. Bull.* 25: 173–182.
- Jones, J. 2001. Habitat selection studies in avian ecology: a critical review. *Auk* 118: 557–562.
- König, C., & F. Weick. 2008. *Owls of the world.* 2nd ed. Christopher Helm, London, UK. 528 pp.
- Lindenmayer, D. B., & J. F. Franklin. 2002. *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach.* Island Edicions, Washington, D.C., USA. 493 pp.
- Lloyd, H. 2003. Population densities of some nocturnal raptor species (Strigidae) in southeastern Peru. *J. Field Ornithol.* 74: 376–380.
- López-Sepulcre, A., & H. Kokko. 2005. Territorial defense, territory size, and population regulation. *Am. Nat.* 166: 317–329.
- Marks, J. S., R. J. Cannings, & H. Mikkola. 1999. Strigidae. Pp. 34–243 *en* del Hoyo, J., A. Elliott, & J. Sargatal (eds). *Handbook of the birds of the World. Volume 5: Barn-owls to hummingbirds.* Lynx Edicions, Barcelona, España.
- Meffe, G., & R. Carroll. 1994. *Principles of conservation biology.* Edit. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts, USA. 599 pp.
- Morrison, M. L., B. G. Marcot, & R. W. Mannan. 2006. *Wildlife habitat relationships: concepts and applications.* 3rd ed. Island Edicions, Washington, D.C., USA. 493 pp.

- Newton, I. 1998. Population limitation in birds. Academic Press. San Diego, California, USA. 597 pp.
- Nichols, J. D., J. E. Hines, J. R. Sauer, F. W. Fallon, J. E. Fallon, & P. J. Heglund. 2000. A double-observer approach for estimating detection probability and abundance from point counts. *Auk* 117: 393–408.
- Norris, K., & D. J. Paint. 2002. Conserving bird biodiversity: general principles and their application. Cambridge Univ. Press, New York, New York, USA. 337 pp.
- Ochoa-Gaona, S. 1996. La vegetación de la Reserva El Ocote a lo largo del cañón río la Venta. Pp. 45–86 *en* Vásquez M. A., & I. March (eds). Conservación y desarrollo sustentable en la Selva El Ocote, Chiapas. El Colegio de la Frontera Sur, Chiapas, México.
- Patterson, I. J. 1980. Territorial behavior and the limitation of population density. *Ardea* 68: 53–62.
- Proudfoot, G. A., R. L. Honeycutt, & R. D. Slack. 2006. Mitochondrial DNA variation and phylogeography of the ferruginous pygmy-owl (*Glaucidium brasilianum*). *Conserv. Genet.* 7: 1–12.
- Rey-Benayas, J. M. 2009. La rareza de las especies. *Invest. Cienc.* 392: 62–69.
- Ricklefs, R., & D. Schluter. 1993. Species diversity in ecological communities (historical and geographical perspectives). The Univ. of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA. 416 pp.
- Sall, J., A. Lehman, & L. Creighton. 2007. JMP Start Statistics. 4ª ed. SAS Institute Inc., Cary, North Carolina, USA. 607 pp.
- Sberze, M., M. Cohn-Haft, & G. Ferraz. 2010. Old growth and secondary forest site occupancy by nocturnal birds in a Neotropical landscape. *Anim. Conserv.* 13: 3–11.
- Sodhi, N. S., M. R. Posa, T. M. Lee, & I. G. Warkentin. 2008. Effects of disturbance or loss of tropical rainforest on birds. *Auk* 125: 511–519.
- Stiles, G., & A. Skutch. 1989. A guide to the birds of Costa Rica. Cornell Univ. Press, New York, Ithaca, USA. 632 pp.
- Sutherland, W. J., I. Newton, & R. E. Green. 2004. Bird ecology and conservation. Oxford Univ. Press, New York, New York, USA. 386 pp.
- Thiollay, J. M. 2006. The decline of raptors in West Africa: long-term assessment and the role of protected areas. *Ibis* 148: 240–254.
- Thomas, L., J. L. Laake, E. Rexstad, S. Strindberg, F. F. Marques, S. T. Buckland, D. L. Borchers, D. R. Anderson, K. P. Burnham, M. L. Burt, S. L. Hedley, J. H. Pollard, J. R. B. Bishop, & T. A. Marques (eds). 2009. Distance 6.0. Descargado el 9 de noviembre de 2010 de <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>.
- Thompson, W. 2004. Sampling rare or elusive species: concepts, designs, and techniques for estimating population parameters. Island Edicions, Washington, D.C., USA. 413 pp.
- Vázquez-Pérez, J. R. 2011. Densidad y uso de hábitat de búhos en la Selva El Ocote, Chiapas. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur, Chiapas, México.
- Williams, S. E., & J. Middleton. 2008. Climatic seasonality, resource bottlenecks, and abundance of rainforest birds: implications for global climate change. *Diversity Distrib.* 14: 69–77.

