



Revista Mexicana de Biodiversidad

ISSN: 1870-3453

falvarez@ib.unam.mx

Universidad Nacional Autónoma de México

México

Hernández-Díaz, Malú; Ramírez-Barajas, Pablo Jesús; Chávez, Cuauhtémoc; Schmook, Birgit; Calmé, Sophie

Presencia y abundancia relativa de carnívoros en una selva dañada por el huracán Dean (2007)

Revista Mexicana de Biodiversidad, vol. 83, núm. 3, septiembre, 2012, pp. 790-801

Universidad Nacional Autónoma de México

Distrito Federal, México

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=42525103015>

- ▶ Cómo citar el artículo
- ▶ Número completo
- ▶ Más información del artículo
- ▶ Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal

Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto



Presencia y abundancia relativa de carnívoros en una selva dañada por el huracán Dean (2007)

Occurrence and relative abundance of carnivores in a tropical forest impacted by Hurricane Dean (2007)

Malú Hernández-Díaz¹✉, Pablo Jesús Ramírez-Barajas¹, Cuauhtémoc Chávez^{2,3}, Birgit Schmook¹ y Sophie Calmé^{1,4}

¹El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal. Avenida Centenario Km. 5.5, 77014 Chetumal, Quintana Roo, México.

²Instituto de Ecología, UNAM, 3er Circuito exterior s/n, Ciudad Universitaria, Del. Coyoacán, 04510 México, D.F., México.

³Dirección actual: Universidad Autónoma Metropolitana-Unidad Lerma. Ave. Hidalgo Poniente 46, Col. La Estación, 52006 Lerma de Villada, Estado de México, México.

⁴Dirección actual: Département de Biologie, Université de Sherbrooke. 2500 Boul. del'Université, Sherbrooke, QC, J1K 2R1, Canadá.

✉ mamimu83@gmail.com

Resumen. Los huracanes son disturbios comunes en el Caribe, pero se desconocen sus efectos sobre los carnívoros. El objetivo de este estudio fue evaluar la presencia y la abundancia relativa de los carnívoros respecto al daño en la vegetación debido al paso del huracán Dean (2007) en la península de Yucatán, 18 meses después del evento. Mediante fototrampeo, se muestrearon 4 sitios afectados en diferentes intensidades por el huracán. Se exploraron las respuestas de los carnívoros a 4 escalas espaciales. Los daños a la vegetación se estimaron mediante imágenes de satélite MODIS como la diferencia en el Índice de Vegetación Mejorado (dEVI) antes y después de que el huracán tocara tierra. En la mayoría de las escalas, la relación entre presencia y abundancia relativa de los carnívoros y el daño a la vegetación fue poco o nada significativa, probablemente debido a su poca especificidad de hábitat. Sin embargo, la aparente resistencia de estas especies al paso de un huracán debe confirmarse con un mayor esfuerzo de muestreo y un enfoque temporal.

Palabras clave: disturbio, fototrampeo, felino, coatí, puma, ocelote, península de Yucatán.

Abstract. Hurricanes are common disturbances in the Caribbean, but their effect on carnivores is unknown. The objective of this study was to evaluate the occurrence and relative abundance of carnivores in relation with vegetation damage 18 months after Hurricane Dean (2007) hit the Yucatan Peninsula. Using camera-trapping, 4 sites showing different intensities of hurricane damage were sampled. The response of carnivores was explored at 4 spatial scales. Vegetation damage was estimated as the difference in the Enhanced Vegetation Index (dEVI) before and after the hurricane using MODIS satellite images. At most resolutions, carnivores' occurrence and relative abundance were weakly or not related with vegetation damage, probably due to their little habitat specificity. Nevertheless, the apparent resistance of the studied species should be confirmed using a larger sampling effort and temporal framework.

Key words: disturbance, camera-trapping, felid, coatiundi, puma, ocelot, Yucatán Peninsula.

Introducción

Los huracanes son disturbios frecuentes y de gran magnitud en el Caribe (Goldenberg et al., 2001). Estos disturbios desempeñan un papel importante al modificar aspectos biológicos y ecológicos de la flora y fauna de los ecosistemas afectados (Walker et al., 1991). Las modificaciones más inmediatas y visibles son cambios estructurales en los árboles, como pérdida de follaje y ramas, rompimiento del tronco o su inclinación y caída, exponiendo sus raíces a la atmósfera (Sánchez e Islebe, 1999; Ostertag et

al., 2005). Estos efectos se consideran como inmediatos durante los primeros 3 años después del paso del huracán (Lugo, 2008). Las modificaciones al hábitat, a su vez, pueden provocar cambios en la estructura, composición y abundancias relativas de las poblaciones animales (Lynch, 1991; Waide, 1991).

Se han registrado diferentes efectos de los huracanes sobre la fauna silvestre, como los cambios en la abundancia relativa de especies de ranas (Vilella y Fogarty, 2005) y de murciélagos (Gannon y Willig, 1994); en las conductas de forrajeo de los zorros voladores del género *Pteropus* (Grant et al., 1997); en la dieta y las relaciones sociales del mono aullador negro (*Alouatta pigra*: Pavelka et al., 2003; Pavelka y Behie, 2005); en la dieta del corzo

y del ciervo común (*Capreolus capreolus* y *Cervus elaphus*: Storms et al., 2006); en el uso de hábitat del corzo (*Capreolus capreolus*: Widmer et al., 2004); de la cotorra (*Amazona ventralis*: White et al., 2005) y del ratón de playa (*Peromyscus polionotus leucocephalus*: Pries et al., 2009). Sin embargo, no se tiene conocimiento de estudios que evalúen el impacto del paso de un huracán sobre las comunidades de carnívoros en alguno de sus aspectos biológicos o ecológicos.

El huracán Dean atravesó la península de Yucatán en agosto de 2007. El huracán tocó tierra cerca de la localidad de Majahual, Quintana Roo, con vientos de 265 km/h, con categoría 5 según la escala Saffir-Simpson (1-5; Matyas et al., 2008). Este huracán provocó daños estructurales a los árboles, y las especies del orden Carnivora que coexisten en la península de Yucatán pudieron verse afectadas por su paso, debido a la apertura del dosel de la selva y a cambios en la disponibilidad de sus presas. El presente trabajo tuvo como objetivo evaluar la presencia y abundancia relativa de las especies de carnívoros con respecto al daño a la vegetación causado por el huracán Dean.

Debido a las características ecológicas particulares de las distintas especies de carnívoros, es de esperar una respuesta diferencial respecto al daño a la vegetación; por ejemplo, se esperaría una relación negativa de la abundancia relativa de los felinos con el daño, debido a su asociación con áreas de mayor cobertura arbórea (Emmons, 1988; Colchero et al., 2006). Entre los felinos, se esperaría que el tigrillo (*Leopardus wiedii*), una especie con hábitos semiarborícolas (Aranda, 2000), fuera particularmente afectado por los daños estructurales en los árboles. Por el contrario, no es de esperar relación alguna de la abundancia relativa con el daño a la vegetación para especies generalistas en su selección de hábitat y con dieta omnívora, como el coati (*Nasua narica*) o la zorra (*Urocyon cinereoargenteus*) (Aranda, 2000).

Materiales y métodos

Área de estudio. El estudio se realizó en los ejidos X-Hazil y Felipe Carrillo Puerto, del municipio de Felipe Carrillo Puerto, Quintana Roo (Fig.1). El área presenta un clima cálido subhúmedo con lluvias en verano, con temperaturas medias anuales de 25 a 27° C y entre 1 053 mm y 1 253 mm de precipitación anual (Orellana et al., 1999). La vegetación más característica del municipio es la selva mediana subperennifolia, donde pierden sus hojas del 25 al 50% de las especies en lo más acentuado de la época seca (Miranda, 1978).

Sitios de muestreo. Se eligieron 4 sitios de muestreo en el área de estudio. Todos los sitios se ubicaron en un continuo de selva mediana subperennifolia del lado este de la carretera

federal Chetumal-Cancún, colindando con la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an (Fig.1). Los sitios no se ubicaron al azar, siguieron una disposición de sur a norte (dados que el daño disminuye en el mismo sentido) y de manera perpendicular a la trayectoria del huracán Dean (Fig. 2). La accesibilidad también influyó en la ubicación de los sitios al aprovechar caminos de terracería que conducen hacia la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an, cuidando que la disposición final siguiera el gradiente de daño. La distancia de cada sitio a la trayectoria del ojo del huracán fue la siguiente: Sitio 1, 54 km; Sitio 2, 62 km; Sitio 3, 75 km; Sitio 4, 90 km. En cada sitio se establecieron 3 transectos de 3 km de longitud aproximadamente, espaciados entre sí por 1.3 ± 0.6 km: 2 transectos de un lado del camino de terracería y el tercer transecto en el lado opuesto.

Especies focales. El estudio se centró en las siguientes especies de carnívoros: *Conepatus semistriatus* (zorillo), *Urocyon cinereoargenteus* (zorra), *Leopardus pardalis* (ocelote), *L. wiedii* (tigrillo), *Puma concolor* (puma), *Panthera onca* (jaguar) y *Nasua narica* (coati) (Fig. 3). Estas especies focales ya fueron registradas mediante inventarios en la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an (Pozo de la Tijera y Escobedo-Cabrera, 1999).

Estaciones de fototrampeo. Para lograr un máximo de fotocapturas de especies focales, se colocaron trampas-cámara a lo largo de los transectos en puntos donde hubiera rastros de fauna. Cada punto donde se colocó una trampa-cámara se denominó estación de fototrampeo, y el periodo de días en el que estuvieron activas se denominó sesión de fototrampeo. Sobre los transectos, las estaciones de fototrampeo se distanciaron en promedio 500 ± 128 m entre sí, con una distancia mínima de 250 m y una máxima de 760 m. Se realizaron 4 sesiones de fototrampeo (una por sitio) en la estación seca del año 2009, abarcando las siguientes fechas: Sitio 1, 26/02-28/03; Sitio 2, 29/03-02/05; Sitio 3, 03/06-05/07; Sitio 4, 06/07-06/08, por lo que el muestreo se realizó entre 18 a 24 meses después del impacto del huracán Dean. En cada sitio, la sesión de fototrampeo duró 32 ± 2 días y se ubicaron 18 o 19 estaciones de fototrampeo (6-7 por transecto). Se obtuvo un esfuerzo de muestreo en promedio de 538 ± 48 noches-trampa (NT) por sitio. Las noches-trampa se calcularon al multiplicar el número de estaciones de fototrampeo por la sesión de fototrampeo (número de días de cada sesión), substrayendo las noches donde una trampa-cámara no se activó al agotarse las pilas (Dillon y Kelly, 2007). Los registros fotográficos de una sola especie en un lapso de 24 horas en la misma estación de fototrampeo se consideraron como un único evento o fotocaptura independiente, sin reconocer si las distintas fotografías pertenecieron a un solo individuo o a varios (Medellín et al., 2006). Se utilizaron varios tipos de trampas-cámara de sensor infrarrojo pasivo digitales (Reconyx Modelos Silent Image y RapidFire; Moultrie

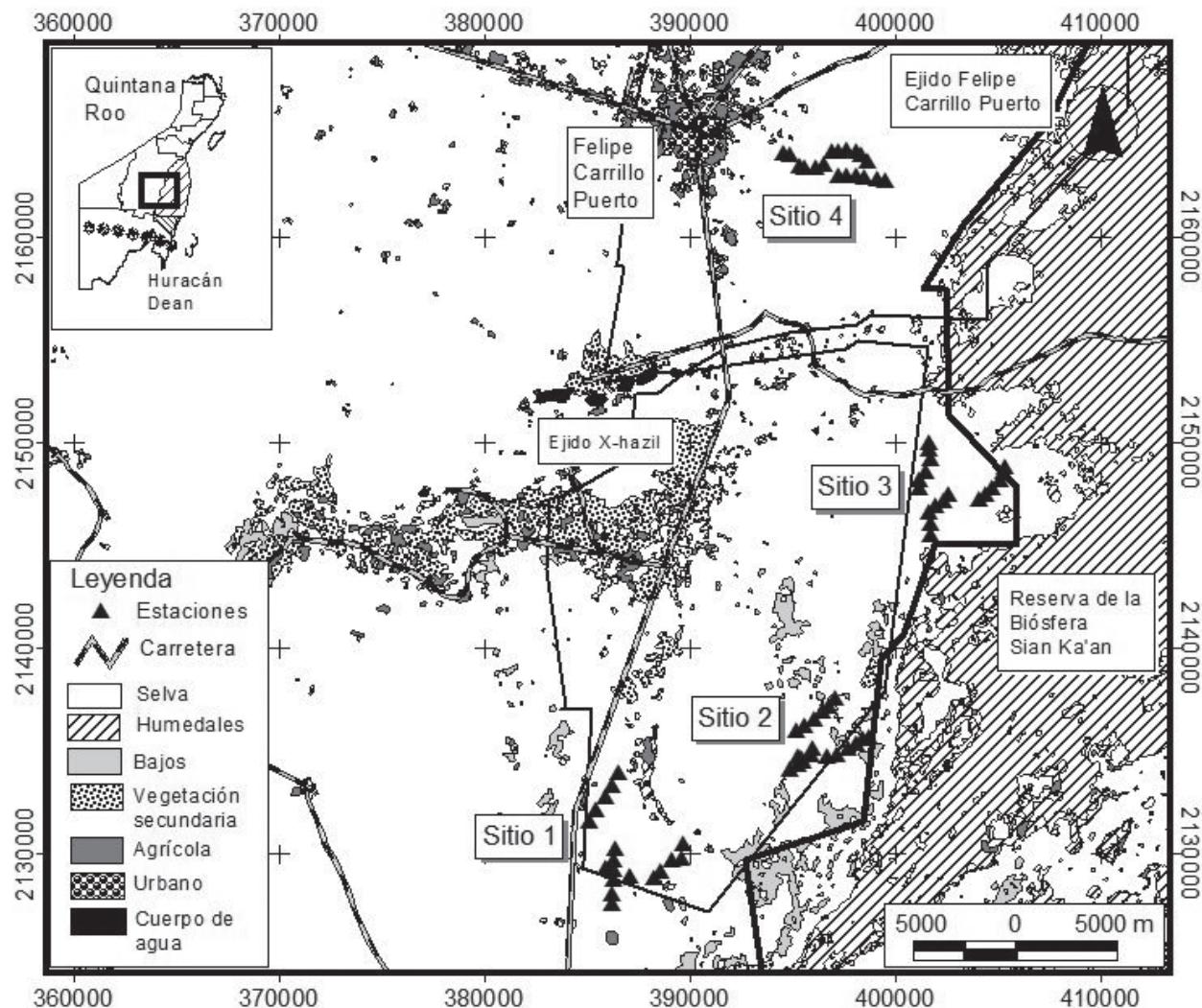


Figura 1. Localización de las estaciones de fototrampeo, uso de suelo y vegetación en el área de estudio. Se señala la trayectoria del huracán Dean y la ubicación geográfica en Quintana Roo en el recuadro superior izquierdo. Modificado de Colchero et al. (2005).

Modelo 160) y análogas (película de 35 mm: Leaf River Modelo Trail Scan C1).

Se obtuvo el índice de abundancia relativa de fotocapturas (en adelante IAR) (Goulart et al., 2009) por estación de fototrampeo para carnívoros en conjunto (todas las especies focales), felinos mayores (jaguar + puma), felinos menores (ocelote + tigrillo) e individualmente para cada especie focal, expresado en número de fotocapturas por 100 noches-trampa. El IAR de cada especie y grupo de especies por sitio se expresó en número de fotocapturas por 100 noches-trampa por unidad de superficie (100 km²). Se incluyó la superficie para considerar diferencias en las áreas cubiertas por las estaciones de fototrampeo en cada sitio, al variar las distancias entre transectos debido a cuestiones logísticas y de accesibilidad. Para obtener una estimación del tamaño

del área cubierta en cada sitio se eligió un radio de 2 500 m para que, al proyectarlo en cada estación de fototrampeo y luego fusionar los círculos dibujados, resulte un área entre 50 y 84 km² en cada sitio, intervalo de las áreas de actividad registradas para el jaguar en la región de Calakmul (Chávez, 2006; Chávez, 2010). Las áreas resultantes cubiertas por las estaciones de fototrampeo fueron: Sitio 1, 73 km²; Sitio 2, 53 km²; Sitio 3, 62 km²; Sitio 4, 50 km². Para cada estación de fototrampeo se registró el tipo de vegetación y su localización, es decir, si la estación de fototrampeo se ubicó dentro de la selva o en una brecha de terracería, ya que ocasionalmente brechas de 4 a 6 m de ancho cruzaban el transecto. Al existir registros de que los felinos usan frecuentemente estos elementos del paisaje (Weckel et al., 2006) fue importante considerar esta información.

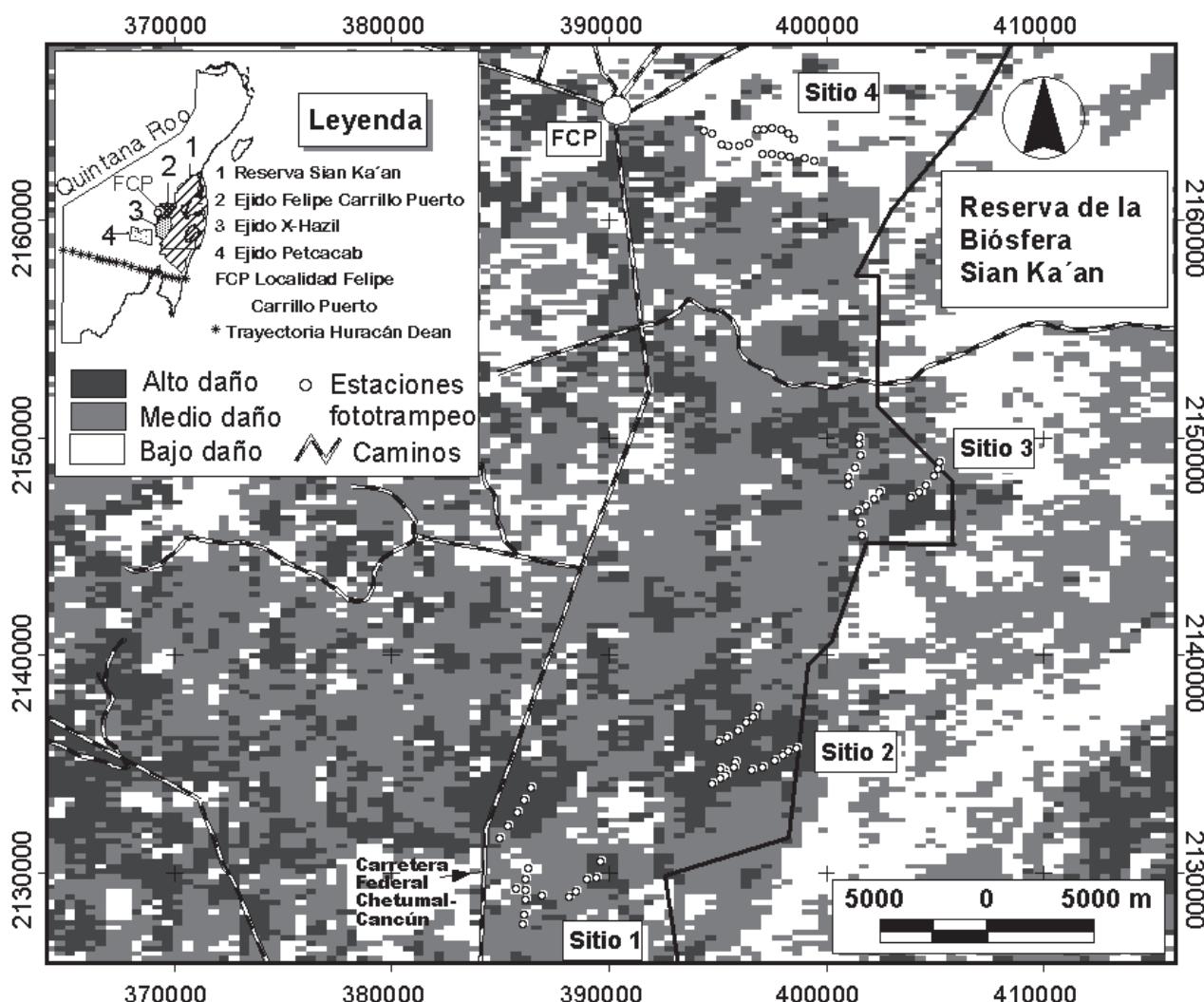


Figura 2. Daño a la vegetación por el huracán Dean (2007) según los valores de dEVI altos, medios y bajos. Se señalan los ejidos Felipe Carrillo Puerto, X-Hazil y Petcacab en el recuadro superior izquierdo. Modificado de Rogan et al. (2011).

Daño a la vegetación y tipos de vegetación. La evaluación de daño a la vegetación se realizó a partir de un mapa generado por Rogan et al. (2011), creado a partir de las diferencias del índice de vegetación mejorado (en adelante dEVI) 8 días antes y 2 semanas después de que el huracán Dean tocara tierra, mediante imágenes de satélite MODIS (moderate resolution imaging spectroradiometer). El índice EVI puede detectar variaciones estructurales en el índice de área foliar, tipo y arquitectura del dosel y fisonomía de la planta (Waring et al., 2006). Se obtuvo para toda la península de Yucatán un mosaico de celdas de 0.11 km^2 (Rogan et al., 2011), cada una con un valor numérico correspondiente al daño, de la siguiente manera: las celdas de alto daño tienen los valores de dEVI más negativos (-9990 a -2522), las de bajo daño, los valores menos negativos (-740 a 0), mientras

que las celdas cuyos valores cayeron en el intervalo de -2521 a -741 se consideraron como de medio daño (Fig. 2). Estos intervalos se obtuvieron usando la función Natural Breaks del programa ArcView GIS 3.2, la cual divide los datos a partir de los intervalos naturales que presentan. Según esta clasificación, al promediar los valores de las celdas en cada área de muestreo, los Sitios 1 y 3 son de daño medio (-2175 ± 886 y -2144 ± 260 , respectivamente), el Sitio 2 es de alto daño (-3180 ± 187) y el Sitio 4 es de bajo daño (-409 ± 179).

La escala de resolución influye en el grado de heterogeneidad que presenta la vegetación. Por ello, en cada estación de fototrampeo se evaluó el daño a la vegetación en 4 grados de resolución: *a)* micro (0.50 km^2), que consistió en promediar el valor de daño de la celda donde cayó la estación de fototrampeo con las 3 celdas más cercanas a la

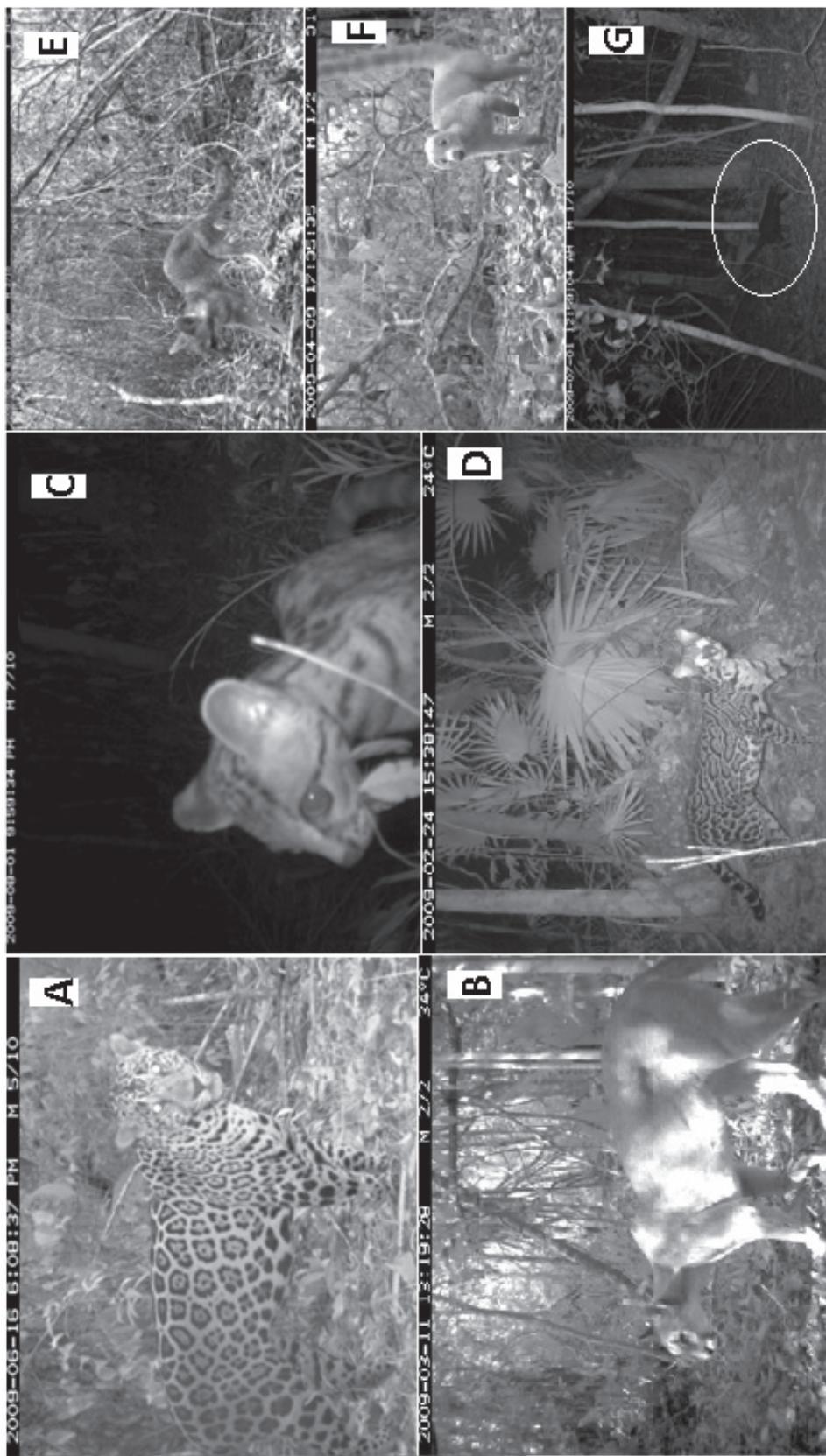


Figura 3. Ejemplos de fotocapturas en el área de estudio. A, *Panthera onca* (jaguar); B, *Puma concolor* (puma); C, *Leopardus wiedii* (tigrillo); D, *Leopardus pardalis* (ocelote); E, *Urocyon cinereoargenteus* (zorra); F, *Nasua narica* (coati); G, *Conepatus semistriatus* (zorrillo).

posición de esta misma y *b)* macro, con áreas de influencia progresivamente mayores, dibujando círculos alrededor de cada estación de fototrampeo con radios de 700 m (1.5 km²), 1 700 m (9 km²) y 5 100 m (82 km²); ésta última sólo se utilizó para los felinos mayores. Los radios elegidos para las primeras 2 resoluciones macro se basan en los radios de las áreas mínimas de actividad registradas para las especies bajo estudio: ocelote, 2 km² (Emmons, 1988); jaguar, 10 km² (Rabinowitz y Nottingham, 1986). El radio de 5 100 m se basa en la densidad de 1 hembra de jaguar adulta por cada 84 km² en la región de Calakmul (Chávez, 2010). Las variables medidas por estación de fototrampeo para las resoluciones macro fueron: *1)* porcentaje de área ocupada respectivamente por celdas de alto daño, medio daño y bajo daño; *2)* porcentaje de área ocupada, respectivamente, por vegetación secundaria, selva mediana y por otro tipo de vegetación (bajos y humedales). El porcentaje de cada tipo de cobertura (uso de suelo y tipo de vegetación) se calculó a partir de Colchero et al. (2005). Para cada resolución, la proyección y delimitación de áreas de influencia de cada estación de fototrampeo se realizó usando el programa Arc View GIS 3.2.

Para interpretar y corroborar la información proporcionada por las imágenes de satélite clasificadas, se evaluó el daño estructural a la vegetación con datos tomados en campo. Se eligió un transecto al azar en cada sitio y se realizó un muestreo de vegetación en 10 bloques-transectos de 50 × 2 m, con espacios de 50 m entre sí (Gentry, 1982). Además de contabilizar los árboles con diámetro mayor a 5 cm a la altura del pecho, se modificó el método de Sánchez e Islebe (1999) para cuantificar los árboles que tuvieron alguno de los siguientes daños debido al huracán: ramas rotas, descopado, tronco roto o inclinado con o sin raíces expuestas. Posteriormente, se obtuvieron los porcentajes de árboles dañados y los de cada tipo de daño en cada bloque-transecto. *Análisis estadísticos.* Para evaluar diferencias en los daños estructurales a la vegetación entre los sitios de muestreo, se utilizó el ANOVA de una vía (transformando los porcentajes con la función arcoseno). Para reconocer las medias que presentaron diferencias significativas se utilizó la prueba de intervalos múltiples de Duncan (Duncan, 1955).

La evaluación de la relación entre presencia de las especies y grupos de especies (variable dependiente) y las características del hábitat se realizó de la siguiente manera: para la resolución micro, por medio de una regresión logística múltiple; para las resoluciones macro, por medio de un análisis discriminante. En las regresiones logísticas se usaron las siguientes variables independientes: valor de daño, tipo de localización de la estación de fototrampeo (sobre brechas o no) y tipo de vegetación. Esta última consistió de 2 categorías: *1)* selva mediana y *2)* elementos puntuales del paisaje (rejolladas y tasistales), los cuales retienen humedad

y se caracterizan por presentar inundaciones periódicas. Las rejolladas son concavidades naturales del terreno con suelos más profundos (Sánchez, 1987); el tasital es una asociación dominada por una palma (*Acoelorrhaphis wrightii*) que se ubica cerca de cuerpos de agua (Miranda, 1978). Se realizó una prueba de bondad de ajuste (prueba de G) para aquellas variables categóricas que resultaran significativas en las regresiones logísticas para evaluar si había diferencia significativa en las frecuencias de fotocapturas entre sus respectivas categorías, considerando el esfuerzo de muestreo en cada categoría. En el análisis discriminante, la presencia se consideró como la variable de agrupación para evaluar si existían diferencias significativas entre el grupo de estaciones de fototrampeo con registro y el grupo de estaciones de fototrampeo sin fotocapturas, con respecto a las variables independientes del hábitat, medidas en cada una de ellas. Con la finalidad de cumplir los supuestos del análisis discriminante de ortogonalidad entre las variables independientes se realizó una prueba de correlación de Spearman para verificar la colinealidad entre variables. Se seleccionaron las siguientes para el análisis discriminante: porcentajes de área de daño medio, de daño alto, de vegetación secundaria y de selva mediana; a la resolución de 5 100 m se incorporó adicionalmente el porcentaje de área de zonas urbanas y agrícolas.

La evaluación de la relación entre el IAR (variable dependiente) de las especies y grupos de especies y las características del hábitat se realizó mediante regresiones lineales, que se corrieron con los datos de las estaciones de fototrampeo con un IAR mayor a cero. En la resolución micro se empleó una regresión lineal simple con los valores de daño como variable independiente. En las resoluciones macro se emplearon regresiones lineales múltiples, para las cuales, se eligieron las mismas variables independientes que en el análisis discriminante, por la misma razón de asegurar que no estén altamente correlacionadas. A la resolución de 700 m se empleó adicionalmente la variable número de brechas, pues sólo a esta resolución se pudo obtener esta información. Ambos tipos de regresiones lineales (simples y múltiples) se corrieron por grupo de especies (carnívoros en conjunto, felinos mayores y felinos menores) y por especie, únicamente para puma, ocelote y coati, que contaron con un número suficiente de estaciones de fototrampeo con un IAR mayor a cero ($n \geq 9$) para poder proceder con el análisis. El resto de las especies no se analizó individualmente por contar con una n muy pequeña: zorra, $n=2$; jaguar, $n=4$, tigrillo y zorillo, $n=5$.

Tanto en las regresiones logísticas como en las lineales se utilizó el método de regresión por pasos hacia atrás para determinar aquellas variables que contribuían significativamente al modelo. Los valores de daño se transformaron a logaritmo base 10 y los datos expresados en porcentaje

se transformaron a arcoseno para cumplir los supuestos de normalidad y de homocedasticidad de la varianza. Se utilizó un nivel de significancia al umbral $\alpha = 0.05$ en todas las pruebas. Las pruebas estadísticas se realizaron con los paquetes Statgraphics Plus 5.0 y SPSS 15.0.

Resultados

Daño estructural a los árboles por el huracán Dean (2007). El porcentaje de árboles dañados difirió significativamente entre los sitios ($F = 31.05$, $gl = 39$, $p < 0.0001$). Se encontró que el mayor porcentaje de árboles dañados se presentó en el Sitio 1 ($39 \pm 16\%$ de 250 árboles registrados), seguido por los Sitios 2 y 3 (respectivamente $21 \pm 10\%$ de 190 árboles registrados y $14 \pm 10\%$ de 130 árboles registrados; prueba de intervalos múltiples de Duncan = 0.11 , $p > 0.05$) y el Sitio 4 ($0.54 \pm 2\%$). De un total de 184 árboles registrados en este último sitio, sólo un árbol tuvo daños. Por esta razón, el Sitio 4 se excluyó de los análisis subsecuentes. Los tipos de daños difirieron significativamente entre los sitios (ramas rotas: $F = 4.35$, $gl = 29$, $p = 0.023$; descopado o tronco roto: $F = 4.23$, $gl = 29$, $p = 0.025$), a excepción de los porcentajes de árboles inclinados con o sin raíz expuesta ($F = 3.01$, $gl = 29$, $p = 0.07$). Sin embargo, para este último tipo de daño, debe recalcarse que los Sitios 1 y 3 no presentaron raíz expuesta, lo que difiere del Sitio 2 que sí la presentó. El mayor porcentaje de ramas rotas se presentó en los Sitios 1 y 3 (respectivamente $41 \pm 19\%$ y $37 \pm 39\%$ de los árboles dañados; prueba de intervalos múltiples de Duncan = 0.08 , $p > 0.05$), seguidos por el Sitio 2 ($8 \pm 12\%$). El mayor número de árboles descopados o con tronco roto lo presentó el Sitio 2 ($75 \pm 19\%$ de los árboles dañados), seguido por los Sitios 1 y 3 (respectivamente $47 \pm 17\%$ y $58 \pm 40\%$; prueba de intervalos múltiples de Duncan =

0.08 , $p > 0.05$). En resumen, los Sitios 1 y 3 fueron afectados principalmente con rompimiento de ramas, pero en el Sitio 1 el porcentaje de árboles dañados fue casi 3 veces más elevado que el del Sitio 3. Aunque en el Sitio 2 se registró un menor porcentaje de árboles dañados respecto al Sitio 1, el daño estructural fue importante, ya que $92 \pm 19\%$ de los árboles dañados fueron descopados o con tronco roto e inclinado, con o sin la raíz expuesta, daños más intensos que el rompimiento de ramas. En el Sitio 4 el daño estructural fue prácticamente nulo. En conclusión, con cualquiera de los 2 métodos (porcentaje de árboles dañados registrados en campo e intensidad de daño en las celdas, medida por el índice dEVI) la tendencia general de daño a la vegetación es la misma. Se observa una disminución de daño a la vegetación de sur a norte, aproximadamente perpendicular a la trayectoria del huracán, que fue de este a oeste ligeramente inclinada hacia el norte.

Relación entre presencia e IAR de carnívoros y las características de la vegetación. En total se registraron 70 fotocapturas independientes de las especies focales. La especie con el mayor número de fotocapturas fue el coati (28 fotocapturas), seguido del puma (13) y del ocelote (11). Por su parte, las siguientes especies tuvieron menos de 7 fotocapturas cada una: tigrillo (6), zorillo (5), jaguar (4) y zorra (3). Los registros de zorra, además de ser pocos, ocurrieron únicamente en el Sitio 3, por lo que no se realizó un análisis individual de esta especie (Cuadro 1; Fig. 3).

A la resolución micro, sólo la presencia de felinos mayores (jaguar + puma) e individualmente la de puma guardó relación significativa con las características medidas de hábitat. La presencia de felinos mayores se relacionó significativamente con el tipo de localización de las estaciones de fototrampeo ($p = 0.001$, 13 registros, de los cuales 39%

Cuadro 1. Índice de abundancia relativa (IAR) de las especies fotocapturadas y porcentaje de estaciones de fototrampeo con fotocapturas (EFc) por sitio

Sitio/ Datos	Sitio 1		Sitio 2		Sitio 3		Sitio 4	
	IAR	EFc (%)						
Carnívoros	5.86	44	4.6	42	4.61	44	7.24	55
Felinos mayores	2.34	28	0.98	16	0.28	5	1.81	22
Felinos menores	2.34	28	0.65	10	1.15	22	1.08	11
Tigrillo	0.58	11	0.32	5	0.28	5	0.72	5
Ocelote	1.75	22	0.32	5	0.86	17	0.36	5
Puma	2.34	28	0.32	5	-	-	1.44	22
Jaguar	-	-	0.65	10	0.28	5	0.36	5
Coati	0.87	11	2.3	21	2.01	28	3.98	39
Zorillo	0.29	5	0.65	10	0.28	5	0.36	5
Zorra	-	-	-	-	0.86	11	-	-

El IAR está expresado en número de fotocapturas por 100 noches-trampa por unidad de superficie (100 km^2). Carnívoros: total de fotocapturas de las especies focales. Felinos mayores: total de fotocapturas de jaguar y de puma. Felinos menores: total de fotocapturas de ocelote y de tigrillo.

fueron clasificados correctamente por el modelo, ajuste del modelo $-2\log L = 59.08$). Es decir, la ubicación de las cámaras sobre brechas influyó significativamente en el registro de los felinos mayores ($G = 7.72$, $gl = 1$, $p = 0.006$), ya que en proporción, los felinos mayores fueron más (89%) en brechas que al interior de la selva (11%). Por otro lado, la colocación de las trampas-cámara en elementos puntuales del paisaje, como rejolladas o tasistales, influyó significativamente en la aparición del puma ($p = 0.001$, 10 registros de los cuales 30% fueron clasificados correctamente por el modelo, ajuste del modelo $-2\log L = 50$). En estos elementos los registros del puma son más (88%) que en la selva mediana (12%) ($G = 4.79$, $gl = 1$, $p = 0.029$). Por otro lado, no hubo relación lineal significativa entre el IAR de alguna especie o grupo de especies y la intensidad de daño.

A las resoluciones macro, no se encontró alguna relación significativa de las funciones discriminantes que permitiera establecer un vínculo entre la presencia de especies y grupos de especies y las variables del hábitat. Sin embargo, los IAR de las especies individuales y los grupos de especies analizados permitieron establecer relaciones con las variables medidas de hábitat. A la resolución de 700 m, el IAR de los carnívoros y del ocelote aumentó significativamente con el número de brechas (carnívoros, $p = 0.019$, $n = 34$, $r = 0.36$, pendiente = 2.29; ocelote, $p = 0.014$, $n = 9$, $r = 0.73$, pendiente = 2.04), mientras que el IAR del puma aumentó significativamente con el porcentaje de área de daño medio ($p = 0.014$, $n = 10$, $r = 0.69$, pendiente = 5.53). A la resolución de 1 700 m, el IAR de los carnívoros aumentó de manera significativa con el porcentaje de área de daño medio ($p = 0.012$, $n = 34$, $r = 0.39$, pendiente = 5.6). A esta misma resolución, los IAR del grupo de los felinos mayores y del coatí aumentaron significativamente con el porcentaje del área de vegetación secundaria (felinos mayores, $p = 0.005$, $n = 13$, $r = 0.69$, pendiente = 53.25; coatí, $p = 0.009$, $n = 18$, $r = 0.55$, pendiente = 61.17), mientras el IAR del puma disminuyó significativamente con el aumento de los porcentajes de área de daño alto y de selva mediana ($p = 0.01$, $n = 10$, $r = -1.8$, pendiente = -19.05 y -88.57 para porcentaje de daño y porcentaje de selva, respectivamente). A la resolución de 5 100 m, ninguna variable del hábitat tuvo una relación significativa con el IAR de los felinos mayores ni del puma.

Discusión

El presente estudio encontró una aparente resistencia de las especies focales de carnívoros al impacto de un disturbio de gran escala e intensidad como el huracán Dean. Así, no hubo relación fuerte entre la presencia o la abundancia relativa (IAR) de estas especies y la variable de daño a la vegetación en la mayoría de las resolu-

nes, tanto en grupos de especies como individualmente. Asimismo, la presencia de felinos mayores y el IAR de carnívoros apuntaron a la importancia de las brechas para estas especies, seguramente para desplazarse con mayor facilidad (aunque no se pudo probar si el uso de las brechas guardaba una relación estrecha con el daño a la vegetación). Otros factores (e.g. el tipo de vegetación, las relaciones de competencia, la presencia humana) posiblemente tengan más peso en explicar la presencia y abundancia relativa de estas especies en el área de estudio, que la misma alteración del hábitat por el huracán Dean.

A la resolución micro, el daño a la vegetación no presentó una relación significativa con el IAR de ninguna especie o grupo de especies de carnívoros, probablemente porque la mayoría de los carnívoros del presente estudio se mueven a escalas espaciales mayores que los 0.50 km² (tigrillo, Konecny, 1989; coatí, Valenzuela y Ceballos, 2000; jaguar y puma, Nuñez-Pérez, 2006; ocelote, Dillon y Kelly, 2008). El zorrillo es el único con áreas de actividad equiparables a la resolución micro (0.18-0.53 km²: Eisenberg y Redford, 1999) y que debido a su dieta insectívora podría potencialmente beneficiarse de la perturbación creada, la cual incrementa la producción de invertebrados en la hojarasca por la acumulación de materia orgánica en el suelo después de un huracán (Waide, 1991). No obstante, el reducido tamaño de la muestra del zorrillo en este estudio no permitió encontrar esta relación. El armadillo (*Dasypus novemcinctus*) una especie con un área de actividad menor o cercana a la del zorrillo (0.004 - 0.11 km²: Breece y Dusi, 1985), que también incluye insectos en su dieta, registró un aumento de su abundancia relativa después del paso del huracán Dean, en una zona cercana al área de estudio (ejido Petcacab; Fig. 2) con igual predominio de selva mediana subperennifolia (Ramírez-Barajas et al., 2012).

La presencia de caminos o brechas de terracería fue un factor importante en la presencia y en el IAR de los carnívoros a resolución micro y resolución de 700 m, en particular para los felinos mayores y el ocelote. El uso frecuente de brechas y terracerías por estos felinos ya ha sido discutido por otros autores (Maffei et al., 2002; Di Bitetti et al., 2006). Se ha especulado que los felinos usan los caminos para desplazarse con mayor rapidez y menor gasto de energía, mientras que las especies de carnívoros más pequeñas no los usan de manera frecuente porque en estos caminos aumenta el riesgo de encontrarse con un competidor o un depredador (Weckel et al., 2006). Cierta densidad de caminos posiblemente favorezca a los felinos, en especial cuando los recursos son limitados, pues al recorrer más terreno en menos tiempo, hay más probabilidad de hallar una presa (Dillon y Kelly, 2007).

Es posible que el uso preferencial de las brechas por parte de los felinos en el área de estudio después del paso del huracán Dean se haya acentuado por la dificultad para desplazarse dentro de la selva debido a la gran cantidad de ramas y árboles caídos (observación en campo); sin embargo, esta relación entre uso de brechas y el grado de intensidad de daño a la vegetación no se pudo probar. Por otro lado, los elementos puntuales del paisaje, como las rejolladas o los tasistales, al relacionarse con la presencia del puma también tienen un papel importante. Los lugares con mayor humedad presentan potencialmente mayor disponibilidad de presas para depredadores grandes (Nuñez-Pérez, 2006). En este caso, las rejolladas y tasistales pueden ser puntos de visita frecuente, tanto de presas como depredadores, debido a las inundaciones periódicas o porque retienen agua aún en el periodo seco del año.

El IAR del coati y del grupo de los felinos mayores se relacionó positivamente con el incremento de la superficie de vegetación secundaria en los paisajes de 9 km² (resolución de 1 700 m), la cual en el área de estudio tiene su origen en las actividades humanas (Fig. 1). Probablemente, estos resultados están más relacionados con la tolerancia del coati y del puma a la vegetación secundaria, que con los daños a la vegetación por el huracán. El coati, al ser una especie generalista de hábitat, puede incluso encontrarse en fragmentos remanentes de selva adyacentes a zonas rurales y urbanas (De la Rosa y Nocke, 2000) y parches de vegetación secundaria (Goulart et al., 2009).

Por su parte, el puma registró la mayoría de las fotocapturas de felinos mayores (80%) y sus mayores tasas de fotocaptura se registraron en los Sitios 1 y 4 (Cuadro 1) donde hubo mayor cobertura de parches de vegetación secundaria por su cercanía a zonas con mayor presencia humana. El puma puede habitar áreas bastante transitadas por humanos si dispone de refugios y disponibilidad de presas (Chávez, 2006).

Algunas características ecológicas de los animales ligadas a su selección de hábitat y dieta (generalista, omnívoro, oportunista y la combinación de algunos de ellos) les permiten tener una mayor resistencia a los disturbios (Fagan, 1997; Vázquez y Simberloff, 2002) y les permiten enfrentar las nuevas condiciones producto de la modificación del hábitat. En el caso de un huracán, por ejemplo, Ramírez-Barajas et al. (2012) encontraron que las especies generalistas de hábitat y con cierto grado de omnivoría en su mayoría resistieron el impacto del huracán Dean, al no presentar disminución o una disminución no significativa en sus abundancias relativas después del huracán (e.g. coati; pecarí de collar *Pecari tajacu*). En cambio, las especies con mayor dependencia de la productividad primaria y especialistas de hábitat (e.g. tepezcuatl *Cuniculus paca*; cereque, *Dasyprocta punctata*), fueron las más vulnerables

después del disturbio, pues disminuyeron más del 80% sus abundancias relativas respecto a las registradas antes del huracán. De la misma manera, en otros estudios que se enfocaron en murciélagos y aves, las especies omnívoras e insectívoras fueron más resistentes a las modificaciones del hábitat por huracanes que las frugívoras y nectarívoras que dependen directamente de la productividad primaria (Waide, 1991a; Gannon y Willig, 1994; Jones et al., 2001). En primates, el macaco de cara roja (*Macaca fuscata*) de dieta omnívora, después del paso de un ciclón, se adaptó a la nueva disponibilidad de alimentos al consumir componentes alimenticios que raramente incluía en su dieta antes del disturbio (Tsuiji y Takatsuki, 2008).

En el caso de los carnívoros del presente estudio, la relación débil o no detectada entre el IAR y el daño a la vegetación por el huracán Dean, en la mayoría de las resoluciones pudo deberse a su poca especificidad de hábitat (generalista) y a su conducta de forrajeo oportunista. Aunque asociados principalmente con áreas de mayor cobertura arbórea (Emmons, 1988; Colchero et al., 2006), los felinos mayores y el ocelote se pueden encontrar en una gran diversidad de hábitats (Emmons, 1988; Villa-Meza et al., 2002; Trolle y Kery, 2003; Chávez, 2006; Dillon y Kelly, 2007); además son considerados carnívoros oportunistas ya que pueden consumir 20 o más especies en un mismo sitio (Farrell et al., 2000; Garla et al., 2001; Villa-Meza et al., 2002; Amin, 2004). Por su parte, aunque el tigrillo presenta mayor especificidad de hábitat, al estar fuertemente asociado con hábitats de mayor vegetación arbórea (Sunquist y Sunquist, 2002; Lucherini et al., 2004), su dieta es generalista (Wang, 2002), pues consume una gran variedad de presas (Konecny, 1989; De Oliveira, 1994). En cuanto al coati, se trata de una especie generalista de hábitat, se le encuentra en gran variedad de tipos de vegetación (Emmons y Feer, 1990) y es omnívora, consume desde frutas hasta pequeños vertebrados, según la disponibilidad estacional y local (Valenzuela, 2002).

Finalmente, es oportuno mencionar que las relaciones que se pueden establecer entre el hábitat y la fauna dependen estrechamente del tipo de datos que se adquieren. Así, el mapa de daño brinda información objetiva sobre la intensidad del daño del huracán, basada en los cambios sobre uno de los aspectos del sistema (principalmente cambios en el área foliar), pero la severidad del daño está en función de la magnitud del estrés sobre los individuos (vegetales y animales: Pickett y White, 1985). En el caso de la fauna, un individuo puede percibir el daño de manera muy diferente o incluso no percibir daño alguno, de acuerdo con sus hábitos y con la escala en que realice sus actividades.

Existe la posibilidad de que las especies focales de carnívoros no respondan al daño de la misma manera como se

representa en el mapa, sino en otros aspectos de su biología o ecología, como los ajustes en su dieta debido a cambios en la disponibilidad o conducta de las presas; cambios en la disponibilidad de refugios por la modificación del hábitat y cambios conductuales de sus competidores, sin que ello se refleje en sus abundancias relativas. Estas variables deberán ser consideradas para estudios posteriores y la aparente resistencia de estas especies al paso de un huracán debe confirmarse con un mayor esfuerzo de muestreo y un enfoque temporal para detectar dichos cambios.

Agradecimientos

A Fernando Colchero, Marco Millones y Holger Weissenberger, por la información proporcionada y asesoría para la construcción de mapas en Arc View GIS 3.2. A Gerald Islebe, David Valenzuela y un revisor anónimo, por sus valiosos comentarios para mejorar el presente artículo. Estamos en deuda con Alejandro Tuz Novelo, Margarito Tuz Novelo, así como con su familia, por su apoyo y hospitalidad en las salidas de campo. Al proyecto “Environmental Disturbance in the Greater Yucatán” (<http://landchange.rutgers.edu/>), por proporcionarnos el mapa de daño a la vegetación por el Huracán Dean (2007). A Betty Moore, por proporcionarnos el mapa de daño a la vegetación por el huracán Dean (2007). El programa COMPACT del Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM), IDEA WILD y ECOSUR apoyaron con financiamiento y logística a Pablo Jesús Ramírez Barajas y a Sophie Calmé. Este artículo es parte de la tesis de maestría de Malú Hernández Díaz, quien agradece a CONACYT por la beca proporcionada (Núm. 213436).

Literatura citada

- Amin, M. A. O. 2004. Patrones de alimentación y disponibilidad de presas del jaguar (*Panthera onca*) y del puma (*Puma concolor*) en la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche, México. Tesis Maestría, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F. 63 p.
- Aranda, M. 2000. Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México. CONABIO/ Instituto de Ecología, Xalapa, Veracruz. 212 p.
- Breece, G. A. y J. L. Dusi. 1985. Food habits and home ranges of the common long-nosed armadillo *Dasyurus novemcinctus* in Alabama. In The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas, G. G. Montgomery (ed.). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. p. 419-427.
- Chávez, C. 2006. Ecología poblacional y conservación del jaguar (*Panthera onca*) en la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche, México. Tesis Maestría, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F. 63 p.
- Chávez, C. 2010. Ecología y conservación del jaguar (*Panthera onca*) y puma (*Puma concolor*) en la región de Calakmul y sus implicaciones para la conservación de la península de Yucatán. Tesis, Doctorado Universidad de Granada, Granada. 116 p.
- Colchero, F., D. A. Conde, C. Manterola y A. Rivera. 2005. Clasificación de vegetación y uso de suelo para el sur de los estados de Campeche y Quintana Roo. Escala 1:250,000. Extraído del proyecto BJ006: Evaluación y diseño del corredor Sian Ka'an-Calakmul con base en el modelaje espacial del estado de conservación del hábitat de jaguar (*Panthera onca*) y su relación con la historia de uso de suelo. CONABIO/ Universidad de Duke/ Unidos para la Conservación, México, D. F.
- Colchero, F., D. A. Conde, C. Manterola y A. Rivera. 2006. Evaluación y diseño del corredor Sian Ka'an-Calakmul con base en el modelaje espacial del estado de conservación del hábitat de jaguar (*Panthera onca*) y su relación con la historia de uso del suelo. Informe final SNIB-CONABIO Proyecto No. BJ006/ Unidos para la Conservación, México, D. F. 46 p.
- De la Rosa, C. L. y C. C. Nocke. 2000. A guide to the carnivores of Central America. University of Texas Press, Austin. 262 p.
- De Oliveira, T. G. 1994. Neotropical cats: ecology and conservation. Edufma, São Luís, Brasil. 220 p.
- Di Bitetti, M. S., A. Paviolo y C. De Angelo. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. Journal of Zoology 270:153-163.
- Dillon, A. y M. J. Kelly. 2007. Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: the impact of trap spacing and distance moved on density estimates. Oryx 41:469-477.
- Dillon, A. y M. J. Kelly. 2008. Ocelot home range, overlap and density: comparing radio telemetry with camera trapping. Journal of Zoology 275:391-398.
- Duncan, D. 1955. Multiple range and multiple F test. Biometrics 11:1-42.
- Eisenberg, J. F. y K. H. Redford. 1999. Mammals of the Neotropics. The central neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia y Brazil, vol. 3. The University of Chicago Press, Illinois. 624 p.
- Emmons, L. H. 1988. A field study of ocelots in Peru. Revue d'Écologie Terra Vie 43:133-157.
- Emmons, L. H. y F. Feer. 1990. Neotropical rainforest mammals: A field guide. University of Chicago Press, Illinois. 281 p.
- Fagan, W. F. 1997. Omnivory as a stabilizing feature of natural communities. The American Naturalist 150:554-567.
- Farrell, L. E., J. Roman y M. E. Sunquist. 2000. Dietary separation of sympatric carnivores identified by molecular analysis of scats. Molecular Ecology 9:1583-1590.

- Gannon, M. R. y M. R. Willig. 1994. The effects of Hurricane Hugo on bats of the Luquillo Experimental forest of Puerto Rico. *Biotropica* 26:320-331.
- Garla, R. C., E. Z. F. Setz y N. Gobbi. 2001. Jaguar (*Panthera onca*) food habits in Atlantic Rain Forest of southeastern Brazil. *Biotropica* 33:691-696.
- Gentry, A. H. 1982. Patterns of Neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology* 15:1-85.
- Goldenberg, S. B., C. W. Landsea, A. M. Mestas-Nuñez y W. M. Gray. 2001. The recent increase in Atlantic hurricane activity: causes and implications. *Science* 293:474-479.
- Goulart, F. V. B., N. C. Cáceres, M. E. Graipel, M. A. Tortato, I. R. Ghizoni Jr. y L. G. R. Oliveira-Santos. 2009. Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology* 74:182-190.
- Grant, G. S., P. Craig y P. Trail. 1997. Cyclone-induced shift in foraging behavior in flying foxes in American Samoa. *Biotropica* 29:224-228.
- Jones, K. E., K. E. Barlow, N. Vaughan, A. Rodríguez-Durán y M. R. Gannon. 2001. Short-term impacts of extreme environmental disturbance on the bats of Puerto Rico. *Animal Conservation* 4:59-66.
- Konecny, M. J. 1989. Movement patterns and food habits of four sympatric carnivore species in Belize, Central America. In *Advances in Neotropical mammalogy*, K. H. Redford y J. F. Eisenberg (eds.). Sandhill Crane, Gainesville. p. 243-264.
- Lucherini, M., L. Soler y E. Luengos-Vidal. 2004. A preliminary revisión of knowledge status of felids in Argentina. *Journal of Neotropical Mammalogy* 11:7-17.
- Lugo, A. E. 2008. Visible and invisible effects of hurricanes on forest ecosystems: an international review. *Austral Ecology* 33:368-398.
- Lynch, J. F. 1991. Effects of Hurricane Gilbert on birds in a dry tropical forest in the Yucatan Peninsula. *Biotropica* 23:488-496.
- Maffei, L., E. Cuéllar y A. J. Noss. 2002. Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 11:55-65.
- Matyas, C. J., L. Fernández-Salvador y S. Calmé. 2008. Tree damage in Quintana Roo, Mexico, caused by Hurricane Dean (2007). 28th Conference on Hurricanes and Tropical Meteorology. University of Florida, Gainesville, Florida. http://ams.confex.com/ams/28Hurricanes/techprogram/paper_137940.htm; última consulta: 18.II.2012.
- Medellín, R. A., D. Azuara, L. Maffei, H. Zarza, H. Bárcenas, E. Cruz, R. Legaria, I. Lira, G. Ramos-Fernández, O. Gaona y S. Ávila. 2006. Censos y monitoreos. In *Memorias del primer simposio. El jaguar mexicano en el siglo XXI: Situación actual y manejo*, C. Chávez y G. Ceballos (eds.). CONABIO/ Alianza WWF-Telcel/ UNAM, México, D. F. p. 25-35.
- Miranda, F. 1978. Vegetación de la península yucateca. Colegio de Posgraduados, Chapingo, México. 271 p.
- Nuñez-Pérez, R. 2006. Área de actividad, patrones de actividad y movimiento del jaguar (*Panthera onca*) y del puma (*Puma concolor*) en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco. Tesis maestría, Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F. 110 p.
- Orellana, L. R., K. Balam, R. I. Bañuelos, A. J. García de Miranda, A. J. González-Iturbe, C. F. Herrera y J. Vidal. 1999. Evaluación climática. In *Atlas de procesos territoriales de Yucatán*, Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida. p. 163-182.
- Ostertag, R., W. L. Silver y A. E. Lugo. 2005. Factors affecting mortality and resistance to damage following hurricanes in a rehabilitated subtropical moist forest. *Biotropica* 37:16-24.
- Pavelka, M. S. M. y A. M. Behie. 2005. The effect of Hurricane Iris on the food supply of black howlers (*Alouatta pigra*) in Southern Belize. *Biotropica* 37:102-108.
- Pavelka, M. S. M., O. T. Brusselers, D. Nowak y A. M. Behie. 2003. Population reduction and social disorganization in *Alouatta pigra* following a hurricane. *International Journal of Primatology* 24:1037-1055.
- Pickett, S. T. A y White P. S. 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic, San Diego, California. 472 p.
- Pozo de la Tijera, C. y J. E. Escobedo-Cabrera 1999. Mamíferos terrestres de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo, México. *Revista de Biología Tropical* 47:251-262.
- Pries, A. J., L. C. Branch y D. L. Miller. 2009. Impact of hurricanes on habitat occupancy and spatial distribution of beach mice. *Journal of Mammalogy* 90:841-850.
- Rabinowitz, A. R. y B. G. Jr Nottingham. 1986. Ecology and behaviour of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *Journal of Zoology* 210:149-159.
- Ramírez-Barajas, P. J., G. A. Islebe y S. Calmé. 2012. Impact of Hurricane Dean (2007) on game species of the Selva Maya. *Biotropica*. DOI: 10.1111/j.1744-7429.2011.00819.x
- Rogan, J., L. Schneider, Z. Christman, M. Millones, D. Lawrence y B. Schmook. 2011. Hurricane disturbance mapping using MODIS EVI data in the southeastern Yucatán, México. *Remote Sensing Letters* 2:259-267.
- Sánchez, S. O. 1987. Estructura y composición de la selva mediana subperennifolia presente en el Jardín Botánico del CIQRO, Puerto Morelos, Quintana Roo. Tesis, Facultad de Biología, Universidad Veracruzana, Xalapa, México. 73 p.
- Sánchez, S. O. y G. A. Islebe. 1999. Hurricane Gilbert and structural changes in a tropical forest in south-eastern Mexico. *Global Ecology and Biogeography* 8:29-38.
- Storms, D., S. Said, H. Fritz, J. L. Hamann, C. Saint-Andrieux y F. Klein. 2006. Influence of Hurricane Lothar on red and

- roe deer winter diets in the Northern Vosges, France. Forest Ecology and Management 237:164-169.
- Sunquist, M. y F. Sunquist. 2002. Wild Cats of the World. The University of Chicago Press, Illinois. 452 p.
- Trolle, M. y M. Kery. 2003. Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. Journal of Mammalogy 84:607-614.
- Tsuji, Y. y S. Takatsuki. 2008. Effects of a typhoon on foraging behavior and foraging success of *Macaca fuscata* on Kinkazan Island, Northern Japan. International Journal of Primatology 29:1203-1217.
- Valenzuela, D. 2002. *Nasua narica* (Merriam 1902). Tejón, coati. In Historia Natural de Chamela, A. F. Noguera, R. J. Vega, A. A. García y A. M. Quesada (eds.). Instituto de Biología, UNAM, México, D. F. p. 407-410.
- Valenzuela, D. y G. Ceballos. 2000. Habitat selection, home range, and activity of the white-nosed coati (*Nasua narica*) in a Mexican tropical dry forest. Journal of Mammalogy 81:810-819.
- Vázquez, D. P. y D. Simberloff. 2002. Ecological specialization and susceptibility to disturbance: conjectures and refutations. American Naturalist 159:606-623.
- Vilella, F. J. y J. H. Fogarty. 2005. Diversity and abundance of forest frogs (Anura: Leptodactylidae) before and after Hurricane George in the Cordillera Central of Puerto Rico. Caribbean Journal of Science 41:157-162.
- Villa-Meza, A., E. M. Meyer y C. A. L. González. 2002. Ocelot (*Leopardus pardalis*) food habits in a tropical deciduous forest of Jalisco, México. American Midland Naturalist 148:146-154.
- Waide, R. B. 1991. Summary of the response of animal populations to hurricanes in the Caribbean. Biotropica 23:508-512.
- Waide, R. B. 1991a. The effect of Hurricane Hugo on bird populations in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. Biotropica 23:475-480.
- Walker, L. R., D. J. Lodge, N. V. L. Brokaw y R. B. Waide. 1991. An introduction to hurricanes in the Caribbean. Biotropica 23:313-316.
- Wang, E. 2002. Diets of ocelots (*Leopardus pardalis*), margays (*L. wiedii*) and oncillas (*L. tigrinus*) in the Atlantic Rainforest in Southeast Brazil. Studies on Neotropical Fauna and Environment 37:207-212.
- Waring, R. H., N. C. Coops, W. Fan, J. M. Nightingale. 2006. MODIS enhanced vegetation index predicts tree species richness across forested ecoregions in the contiguous U.S.A. Remote Sensing of Environment 103:218-226.
- Weckel, M., W. Giuliano y S. Silver. 2006. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. Journal of Zoology 270:25-30.
- White, T. H. Jr., J. A. Collazo, F. J. Vilella y S. A. Guerrero. 2005. Effects of Hurricane Georges on habitat use by captive-reared hispaniolan parrots (*Amazona ventralis*) released in the Dominican Republic. Ornitología Neotropical 16:405-417.
- Widmer, O., S. Said, J. Miroir, P. Duncan, J. M. Gaillard y F. Klein. 2004. The effects of Hurricane Lothar on habitat use of roe deer. Forest Ecology and Management 195:237-242.