



El Colegio de la Frontera Sur

Selección de hábitat, abundancia y propuestas para la conservación del pecarí enano (*Pecari tajacu nanus*) endémico de Isla Cozumel

Tesis

Presentada como requisito parcial para optar al grado de Maestra en Ciencias en
Recursos Naturales y Desarrollo Rural
Con orientación en
Conservación de la biodiversidad

Por

Luisa Fernanda Palacios Aldana

2017



El Colegio de la Frontera Sur

San Cristóbal de las Casas, Chiapas,

Las personas abajo firmantes, miembros del jurado examinador de:

Luisa Fernanda Palacios Aldana

Hacemos constar que hemos revisado y aprobado la tesis titulada

Selección de hábitat, abundancia y propuestas para la conservación del pecarí enano (*Pecari tajacu nanus*) endémico de Isla Cozumel

para obtener el grado de **Maestra en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural**

Nombre

Firma

Director Dr. Miguel Angel Martínez Morales

Asesor Dr. Alfredo David Cuarón Orozco

Asesor Dr. Rafael Reyna Hurtado

Sinodal Dr. Luis Bernardo Vázquez

Sinodal Dra. Gabriela García Marmolejo

Sinodal Dra. Paula Enríquez Rocha

Sinodal Dr. Eduardo Naranjo Piñera

DEDICATORIA

Al colibrí, mi compañía en caminos, aprendizajes, en la vida

A los guardianes y habitantes del bosque

A mi familia y a Rosa blanca

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al pueblo de México y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para realizar la Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural en El Colegio de la Frontera Sur. Por permitirme estudiar, vivir y disfrutar este país tan mágico.

A mi director de tesis Miguel Angel Martínez por acompañarme en este proceso, por su tiempo y compromiso. Muchas gracias por querer formarme con rigurosidad. A mi comité tutelar Rafael Reyna y Alfredo Cuarón agradezco por el apoyo, las charlas, comentarios y retroalimentaciones.

Agradezco a Paula Enríquez, Gabriela García Marmolejo, Luis Bernardo Vázquez y Eduardo Naranjo, integrantes de mi comité sinodal, por tener el interés y tomarse el tiempo de leer y enriquecer mi trabajo.

A todas las personas e instituciones en Cozumel que me abrieron las puertas para poder realizar el trabajo de campo. A la CONANP, Fundación Parques y Museos de Cozumel y CAPA. A Sergio por permitirnos trabajar en Villa Maya, a Germán y al Cozumel birding club.

A Idea Wild por el apoyo con los equipos de campo.

Gracias a Carolina, David, Noel, Thalia, Griselda y Jessica por su apoyo y compañía en las calurosas jornadas de campo; por las comidas, historias y demás en la casa. A Caronza y Jessi mucha gratitud por tener la valentía de enseñarme a manejar. A David muchas gracias por su gran ayuda con el vocho.

A los investigadores del proyecto de Cozumel que hicieron lo posible por facilitar nuestra estadía y quehacer en la isla. A David Valenzuela y Luis Bernardo gracias por mostrarme la isla y enseñarme a instalar las cámaras.

A Ariadna Tobón por contarme tantas cosas sobre los pecaríes y Cozumel.

A Alirio Cruz por ayudarme tanto y tener bastante paciencia con todo lo de estadística. A Carlos Uh Moo y Oscar Frausto por la información geográfica. A Angie Zapi por venir a San Cristóbal, ayudarme con los mapas y enseñarme muchas cosas valiosas de SIG.

A don Juvencio Montero por abrir las puertas de su rancho, por la confianza, el tiempo, el interés y su gran conocimiento. Por los desayunos en el patio mientras llegaban las aves, por las historias. Gracias por mostrarme el otro Cozumel.

A don Eddie por toda su atención y compañía. Por contarme de los árboles de la isla y curarme del chechen. A don Manuel por ayudarme a abrir caminos.

Al vocho por llevarme, traerme, y aguantar todos los golpes.

A las mariposas morfo azul que venían a saludar en todos los muestreos

Gracias a mi profe de la vida, Argenis Bonilla, por enamorarme del mundo de la ecología.

A los kelites por germinar y reverdecer juntos en este camino.

A aquellos que regresaron a la tierra mientras me vine a estudiar, Urambo, Fresita y Totoro y a los que quedan alegrándonos la vida, Milo, Luna y Simona.

A la hermosa compañía de Bribri al final de la escritura de la tesis.

Muchas gracias a mi familia, a mi papá Luis Eduardo, mi mamá Marta, mis hermanos Camila, Nico, la abuelita Magola, las tías Jeannette y Luz. Gracias por acompañarme en este camino, por el apoyo incondicional, por cuidarme y estar pendientes. Por las visitas, los regalos, la comida, las llamadas, la compañía desde la distancia.

Al Saki por ser mi compañero de campo, de hamaca, de mar y de piscina por un ratito.

A David, por recorrer este camino conmigo, por estar ahí desde el principio, por acompañarme a caminar las selvas de Cozumel, por aprender tanto de los bichos, por sus consejos, su paciencia, sus cuidados, su compañía. Gracias!

ÍNDICE

Introducción	2
Capítulo I “Selección de hábitat, abundancia y propuestas de conservación para el pecarí enano (<i>Pecari tajacu nanus</i>) de Isla Cozumel”	7
Introducción	8
Métodos	10
Área de estudio	10
Registros de pecaríes enanos	11
Variables ambientales y antrópicas	13
Estimación de la ocupación del pecarí enano	13
Estimación de la abundancia del pecarí enano	14
Resultados	15
Modelos de ocupación del pecarí enano	15
Abundancia poblacional del pecarí enano	17
Discusión	20
Ocupación del pecarí enano	20
Abundancia poblacional del pecarí enano	21
Selección de hábitat del pecarí enano	23
Estrategias de conservación	27

Capítulo II “Ocupación y abundancia de perros ferales (<i>Canis lupus familiaris</i>) e interacción con los pecaríes enanos (<i>Pecari tajacu nanus</i>) endémicos de Isla Cozumel”	34
Introducción	35
Métodos	37
Área de estudio	37
Muestreo de perros ferales y pecaríes enanos	37
Registro de variables ambientales y antrópicas	38
Estimación de la ocupación de perros ferales	38
Estimación de la abundancia de perros ferales	39
Interacción entre pecaríes enanos y perros ferales	39
Resultados	40
Modelos de ocupación de perros ferales	40
Abundancia poblacional de perros ferales	41
Interacción entre perros ferales y pecaríes	41
Discusión	41
Literatura citada	43
Conclusiones generales	46
Literatura citada	48

Resumen

Identificar los factores ambientales que determinan la distribución y abundancia de las poblaciones silvestres, así como comprender sus dinámicas espaciales y temporales son fundamentales para la toma de decisiones sobre su conservación. Isla Cozumel es una zona con alto número de taxa endémicos, entre los que se encuentra el pecarí enano (*Pecari tajacu nanus*). En el presente estudio se caracterizó la selección de hábitat y se estimaron parámetros poblacionales del pecarí enano. Asimismo, se realizó un análisis poblacional de los perros ferales (*Canis lupus familiaris*) debido a que son una especie invasora que se está alimentando de los pecaríes. Se estimó el factor de interacción de estas dos especies. Se utilizaron trampas-cámara para estimar la ocupación. Asimismo, se realizaron observaciones directas mediante el recorrido de senderos con el fin de estimar la densidad y abundancia. Estos parámetros se relacionaron con factores ambientales y antrópicos mediante modelos lineales generalizados y modelos de ocupación, de esta manera fue posible caracterizar la selección de hábitat. La ocupación de los pecaríes enanos fue de $\Psi=0.85 \pm 0.06$. Su abundancia fue de $3,473 \pm 785$ ind. con una densidad de 7.7 ± 1.7 ind/km². Los factores que están relacionados con la selección de hábitat son la presencia de cuerpos de agua dulce, la selva mediana subperennifolia y la selva baja caducifolia. La ocupación de los perros ferales en el paisaje fue de $\Psi=0.35 \pm 0.09$. La densidad fue de 1.47 ± 0.6 ind/km² y la abundancia poblacional de 288 ± 114 ind. El factor de interacción de especies sugiere que existe una evasión por parte de los pecaríes enanos hacia los perros. Finalmente se plantean propuestas de conservación orientadas a la regulación del uso de agua dulce, y acciones de control y erradicación de perros ferales en la vegetación nativa de la isla.

Palabras clave: ocupación, abundancia, densidad, co-ocurrencia, especies exóticas, especies insulares.

Introducción

La persistencia de las especies en un paisaje depende tanto de la disponibilidad y arreglo espacial de los recursos (Douglas 1997) como de la selección que se haga de éstos (Johnson 1980). El hábitat es el espacio donde la combinación de factores ambientales y recursos propician la ocupación, reproducción y supervivencia de individuos de una especie (Morrison et al., 2006). La composición del hábitat rara vez es constante (Schooley 1994). Los cambios en las características ambientales como disponibilidad de alimento y de otros recursos son determinantes en la selección de hábitat, e influyen en el tamaño de las poblaciones (Arthur et al. 1996; Morrison et al. 2006).

El concepto de selección de hábitat se puede entender como la forma en que un organismo utiliza los diferentes componentes presentes en el hábitat (Hall et al. 1997). Johnson (1980) propone que esta selección es un proceso jerárquico que refleja los diferentes niveles en que los individuos o grupos operan en esta selección, compuesto por cuatro órdenes principales. El primer orden es la distribución geográfica de la especie; el segundo es el ámbito hogareño de los individuos o de los grupos; el tercer orden es el uso de los componentes del hábitat dentro del ámbito hogareño, y finalmente, el cuarto orden es la definición de los sitios específicos de alimentación, descanso y demás actividades.

La interacción de los individuos con el hábitat, con otros individuos de su población y con otras especies afecta la aptitud de los organismos, por lo que a través de estudios de ecología poblacional es posible identificar los factores ambientales que determinan su distribución y abundancia (Morrison et al., 2006). Comprender la dinámica espacial y temporal de las poblaciones es fundamental para poder tomar decisiones para su manejo (Ojasti y Dallmier 2000).

La ocupación, entendida como la proporción del área ocupada por una especie en una superficie dada, permite analizar la incidencia de esta especie en un área y determinar los patrones de co-ocurrencia de múltiples especies. En una escala apropiada, esta variable puede estar positivamente correlacionada con la

abundancia (Mackenzie et al. 2004). La abundancia, definida como el número de individuos que conforman una población, es un atributo variable en el tiempo y en el espacio; esto permite evaluar y comparar poblaciones, lo que a su vez puede ayudar a comprender la distribución de las especies (Buckland et al. 1993). Los patrones de ocupación y de abundancia de las poblaciones dependen principalmente de los requerimientos de hábitat de la especie, de la capacidad de movimiento de los individuos o grupos, y de la selección que éstos hagan de los elementos del paisaje (Moilanen y Hanski 1998); por lo que, a partir de los modelos de ocupación, de los datos de abundancia y la relación de estos con factores ambientales y antrópicos, es posible generar información sobre los factores que influyen en la selección de hábitat de las poblaciones (MacKenzie et al. 2006).

Entre los factores que pueden tener más importancia en la selección de hábitat se encuentran la disponibilidad de agua, el tipo de vegetación y la presión antrópica (Hunter y Price, 1992). Se ha observado que la mayoría de las especies animales necesitan del agua para ocupar satisfactoriamente un sitio (Morrison et al. 2006). Asimismo, los cambios en la estructura y configuración de la cobertura vegetal pueden incidir en los patrones de ocupación, distribución y abundancia. Adicionalmente, la presión antrópica, puede tener importantes efectos en el tiempo y la manera en que los animales usan los diferentes tipos de ambientes, afectando así la persistencia de las poblaciones silvestres (Reyna-Hurtado y Tanner 2005). Por ejemplo, García-Marmolejo y colaboradores (2015) realizaron una evaluación de la relación de los diferentes componentes del hábitat del pecarí de collar (*Pecari tajacu*) con la tasa de encuentro de rastros en la Huasteca Potosina, México; ellos observaron que la tasa de encuentro de huellas se incrementó a medida que decreció la distancia a los cuerpos de agua, mientras que disminuyó con el incremento de la presencia humana.

Asimismo, en la Reserva de la Biosfera de Calakmul los grupos de pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) mostraron una preferencia por los bosques inundados y visitaron regularmente los cuerpos de agua y los sitios que actúan como almacenamientos temporales de este recurso (Reyna-Hurtado et al. 2009; Reyna-

Hurtado et al. 2012). En esta zona, las fuentes de agua son estacionales, se encuentran en bajas densidades, dispersas y temporalmente escasas. En la estación seca, los pecaríes de labios blancos permanecieron cerca de los cuerpos de agua o viajaron grandes distancias para encontrarla; mientras que en la temporada de lluvias incrementaron sustancialmente su ámbito hogareño. La disponibilidad de agua influyó, en gran medida, en los patrones de uso de hábitat y fue el factor determinante que dirigió los movimientos de la especie (Reyna-Hurtado et al. 2009; Reyna-Hurtado et al. 2012). Tanto los pecaríes de labios blancos como los pecaríes de collar utilizan los cuerpos de agua para beber, bañarse y forrajear. Se ha reportado que en ecosistemas tropicales, los pecaríes rara vez se mueven lejos de estos (Sowls 1997).

Por otra parte, la presencia de especies invasoras en los ecosistemas tiene un alto impacto negativo sobre las especies nativas (Anderson et al. 2006). En ambientes insulares puede tener como consecuencia la depredación de especies (Barnett y Rudd 1983), la competencia por recursos, introgresión genética y la transmisión de enfermedades y parásitos (Fiorello et al. 2006). En las islas se encuentran comunidades de plantas y animales con relativamente poca diversificación, cadenas tróficas simples y altas tasas de endemismos (Chapuis et al., 1995). La fauna endémica insular es especialmente vulnerable a depredadores introducidos, ya que puede no contar con las estrategias de defensa necesarias (Smith y Quin 1996). Esto, sumado a otros factores, explica la alta susceptibilidad de los ecosistemas insulares a los disturbios. La mayoría de las extinciones de vertebrados ha ocurrido en islas, particularmente en las del Caribe (MacPhee y Flemming 1999).

Cozumel es la isla más grande del Caribe mexicano. Alberga una diversidad biológica única que incluye al menos 31 taxones de fauna endémica, de los cuales siete son mamíferos (Cuarón, 2009). Estos últimos se encuentran expuestos a varias amenazas, entre las que se encuentran: la fragmentación del hábitat; la introducción de especies exóticas y congéneres continentales, y la existencia de posibles conflictos entre humanos y vida silvestre (McFadden, 2004; Cuarón, 2009).

Estos últimos son producto principalmente de la perturbación del ambiente asociada al crecimiento y expansión de la población humana y del desarrollo del sector turístico que trae cambios en el uso del suelo (McFadden, 2004).

Uno de los siete taxones de mamíferos endémicos de Isla Cozumel es el pecarí enano (*P. t. nanus*) (Cuarón, 2009). A excepción del estudio de Merriam (1901) en donde se describe el taxón, no existe información sobre esta subespecie. En general, la especie *P. tajacu* tiene gran importancia ecológica ya que es dispersora y depredadora de semillas y, por lo tanto, reguladora del reclutamiento, demografía y distribución espacial de plantas (Beck 2005). Adicionalmente, es considerada como una ingeniera del sistema por ser una especie que altera su entorno, causando cambios físicos a nivel biótico y abiótico (Jones y Gutiérrez 2007). Asimismo, se ha demostrado que desde tiempos precolombinos esta especie ha formado parte importante de la dieta de comunidades rurales en los países de América Latina (Ojasti 2000; Cabrera y Montiel 2007).

Entre las especies introducidas a Isla Cozumel se encuentran los perros ferales (*Canis lupus familiaris*), los pecaríes de collar continentales (*P. tajacu*), y recientemente se reportó la presencia de algunos individuos de cerdos vietnamitas (*Sus scrofa domesticus*). De perros ferales existe una población establecida en la vegetación nativa de la isla. En zonas alejadas de los asentamientos humanos los perros se alimentan de fauna nativa, especialmente del pecarí enano y del coatí de Cozumel (*Nasua narica nelsoni*) (Bautista, 2006). Por otro lado, se tiene el reporte en la década pasada se introdujeron aproximadamente 50 individuos de pecarí de collar continentales que se establecieron en la isla, estos pecaríes compiten por recursos con el pecarí enano, pueden ser transmisores de enfermedades y parásitos, y pueden desencadenar un proceso de introgresión genética debido a la posibilidad del cruce entre los dos taxa.

En este contexto, esta investigación buscó dilucidar los factores que rigen los patrones de distribución y abundancia del pecarí enano en Isla Cozumel con el fin de plantear estrategias para la conservación de la única población que existe de esta subespecie. Asimismo, se estimaron parámetros poblacionales de los perros

ferales y se determinó el factor de interacción entre estas dos especies. En este sentido, los objetivos que guiaron la investigación fueron: (i) caracterizar la selección de hábitat del pecarí enano en Isla Cozumel; (ii) estimar la ocupación y abundancia del pecarí enano en los diferentes tipos de vegetación y a diversas distancias de cuerpos de agua, de asentamientos humanos y de carreteras, (iii) estimar parámetros poblacionales de perros ferales y entender la interacción de éstos con los pecaríes enanos, y (iv) proponer estrategias de conservación para el pecarí enano en Isla Cozumel. El presente trabajo se divide en dos capítulos: el primero es sobre la selección de hábitat, ocupación, abundancia, densidad y estrategias de conservación para el pecarí enano, y el capítulo dos aborda aspectos poblacionales de los perros ferales, así como su interacción con el pecarí enano. Finalmente se presentan las conclusiones generales.

Capítulo I: Artículo enviado a la Revista Mexicana de Biodiversidad.

Selección de hábitat, abundancia y propuestas de conservación para el pecarí enano (*Pecari tajacu nanus*) de Isla Cozumel

Luisa Fernanda Palacios-Aldana^a, Alfredo D. Cuarón^b, Rafael Reyna-Hurtado^c, Miguel Angel Martínez-Morales^{a*}.

^aDepartamento de Conservación de la Biodiversidad, El Colegio de la Frontera Sur, Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, Barrio de María Auxiliadora, 29290 San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. Correo electrónico: *mmartinez@ecosur.mx

^bSACBÉ- Servicios Ambientales, Conservación Biológica y Educación, Pelicanos 75, Colonia Flamingos II, 77660, Cozumel, Quintana Roo, México

^cDepartamento de Conservación de la Biodiversidad, El Colegio de la Frontera Sur, Av. Rancho Polígono 2-A, Col. Ciudad Industrial, 24500, Lerma, Campeche, México

Resumen

Los patrones de ocupación y de abundancia, al ser atributos variables en el espacio y en el tiempo permiten evaluar y comparar el estado de las poblaciones para la toma de decisiones de manejo. En este estudio se estimó la ocupación y la abundancia del pecarí enano (*Pecari tajacu nanus*) endémico de Cozumel a partir de registros en trampas-cámara y de observaciones directas durante el recorrido de senderos. Se relacionaron estos parámetros con factores ambientales y antrópicos a través de la construcción de modelos lineales generalizados y modelos de ocupación con el fin de evaluar la selección de hábitat. Se estimó una abundancia del pecarí enano en la isla de $3,473 \pm 785$ individuos, (7.7 ± 1.7 ind/km²).

Los factores que incidieron en la selección de hábitat fueron la presencia de cuerpos de agua dulce, las selvas mediana subperennifolia y baja caducifolia. Se plantean propuestas de conservación orientadas a la regulación del uso humano del agua dulce y al control de especies exóticas.

Palabras clave: ocupación, co-ocurrencia, especies exóticas, densidad, endemismo insular.

Introducción

Comprender la dinámica espacial y temporal de las poblaciones de especies silvestres es fundamental para poder tomar decisiones de manejo (Morellet et al., 2007). A través de estudios poblacionales es posible identificar los factores ambientales que determinan su supervivencia, distribución y abundancia (Morrison et al., 2006). Los patrones de ocupación y de abundancia de las poblaciones, al ser atributos variables en el tiempo y el espacio, permiten evaluar y comparar el estado de las poblaciones (Buckland et al., 1993). Estos parámetros dependen principalmente de los requerimientos de hábitat de los individuos, de su capacidad de movimiento y de la selección que estos hagan de los elementos del paisaje (Moilanen y Hanski, 1998). A partir de los modelos de ocupación, de los datos de abundancia y de la relación de éstos con características ambientales y antrópicas es posible generar información sobre los factores que influyen en la selección de hábitat de las poblaciones (Mackenzie et al., 2006).

En el proceso de selección de hábitat, la cobertura del terreno y la disponibilidad de agua son factores que pueden determinar las tendencias de las poblaciones. Los cambios en la composición y configuración de la cobertura del terreno pueden incidir en los patrones de ocupación, distribución y abundancia. Asimismo, la mayoría de las especies animales

necesitan del recurso agua para ocupar satisfactoriamente un sitio (Morrison et al., 2006). Adicionalmente, la presión antrópica, puede tener efectos en el espacio, tiempo y manera en que los animales utilizan los recursos, afectando así la persistencia de las poblaciones silvestres (Reyna-Hurtado y Tanner, 2005).

Los ungulados neotropicales cumplen un papel fundamental en la dinámica de las selvas. A través de la herbivoría y de la depredación y dispersión de semillas, influyen en la composición y estructura de la vegetación (Kurten, 2013). Así, la disminución en su abundancia o su extinción pueden tener efectos indirectos sobre la diversidad de plantas (Beck et al., 2013), afectar otras especies de fauna silvestre, e incluso afectar los modos de vida de comunidades humanas (Brown y Lugo, 1990). El pecarí de collar (*Pecari tajacu*) es una especie importante en términos ecológicos en toda su distribución; además de ser reguladora del reclutamiento, demografía y distribución espacial de especies de plantas (Beck, 2007), altera su entorno causando cambios físicos a nivel biótico y abiótico (Jones y Gutierrez, 2007). Asimismo, desde tiempos precolombinos, esta especie ha formado parte importante de la dieta de comunidades rurales e indígenas en los países de América Latina (Ojasti y Dallmeier, 2000); de hecho, es uno de los ungulados más cazados para subsistencia en las áreas rurales de México (Galindo-Leal y Weber, 1998). En Cozumel, el pecarí enano (*P. t. nanus*) cumple un rol fundamental en los ecosistemas de la isla (Cuarón, 2009).

El entender el proceso de selección de hábitat de las especies endémicas en Isla Cozumel es esencial para proteger o mejorar aquellas características del hábitat que podrían favorecer sus poblaciones (Corbalán, 2004). En este estudio se buscó caracterizar la selección de hábitat del pecarí enano mediante análisis de ocupación y estimación de su abundancia y densidad en diferentes tipos de vegetación y a diversas distancias de cuerpos de agua, de

asentamientos humanos y de la red de carreteras, para proponer estrategias para su conservación en Isla Cozumel.

Métodos

Área de estudio

Cozumel es una isla de origen coralino (Fig. 1) que se encuentra localizada a 17.5 km de la costa noreste de la península de Yucatán; es la isla más grande del Caribe mexicano con un área aproximada de 478 km². La vegetación dominante es la selva mediana subperennifolia, la cual se encuentra constituida principalmente por dos estratos arbóreos de entre 8 a 20 m de altura, con un escaso estrato arbustivo–herbáceo (Tellez Valdéz et al., 1989). Adicionalmente, presenta importantes áreas de selva baja caducifolia, la cual está compuesta principalmente por un estrato arbóreo principal y otro arbustivo, sin estrato herbáceo. La vegetación secundaria está compuesta por varios estratos arbóreos de entre 5 a 15 m, varios arbustivos y un herbáceo; esta comunidad se forma cuando la vegetación primaria es destruida total o parcialmente y se encuentra principalmente en las áreas de influencia humana.

Debido al carácter kárstico de la isla, la disponibilidad de agua dulce es a través de cenotes y acumulaciones estacionales de agua (aguadas), los cuales tienen gran importancia para la vida silvestre (Cuarón, 2009). Isla Cozumel es un área prioritaria para la conservación de la biodiversidad, con al menos 31 taxa de vertebrados endémicos, es la isla mexicana con mayor número de taxa endémicos. Sin embargo, estos endemismos están sometidos a varias amenazas como la introducción de especies potencialmente invasoras, la introgresión genética, la ampliación del sistema de carreteras, la fragmentación de la

vegetación nativa, el crecimiento de la población humana y el desarrollo del sector turístico que trae cambios en el uso del suelo; sumado a los huracanes, que son el principal disturbio natural (McFadden, 2004; Cuarón, 2009).

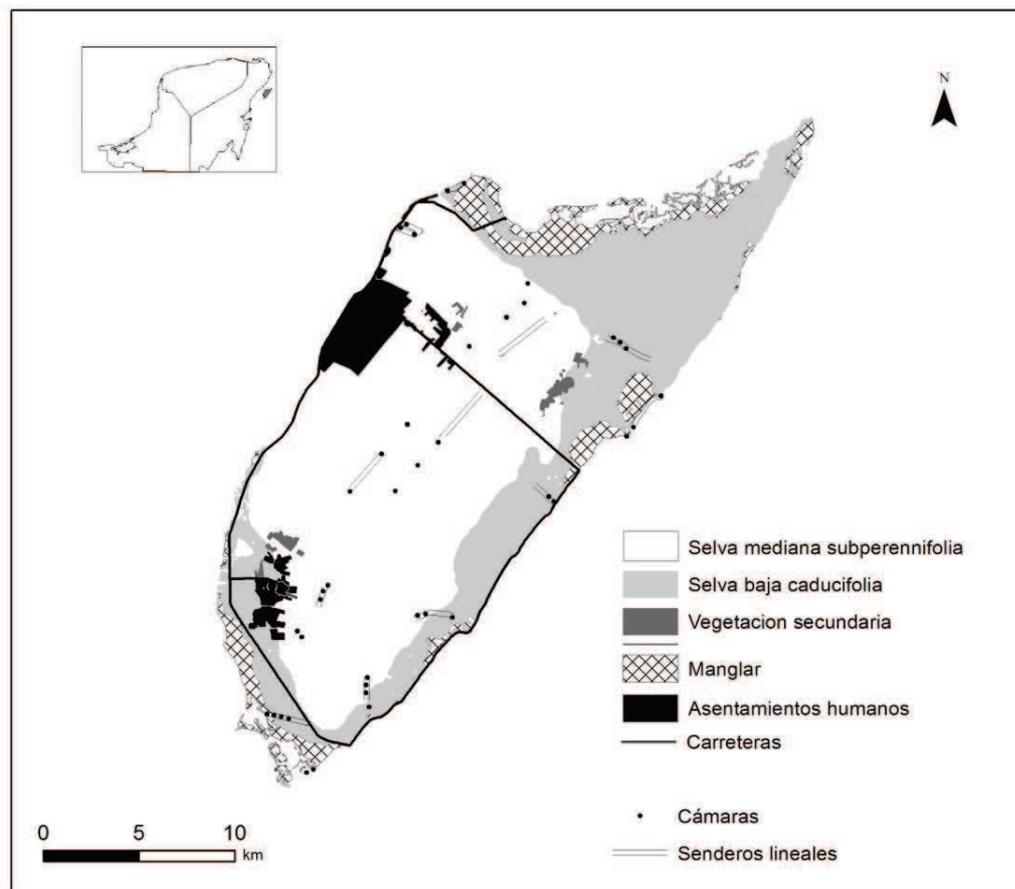


Figura 1. Localización de la Isla Cozumel. Se muestran los tipos de vegetación, los asentamientos humanos y la red de carreteras, así como la ubicación de las trampas-cámara y los senderos recorridos.

Registros de pecaríes enanos

Se establecieron 46 estaciones de foto trapeo entre el 28 de enero y el 15 de agosto de 2016.

Se utilizaron trampas-cámara Cuddeback® Long Range IR Model E2 y Cuddeback® Black Flash Model E3 programadas para tomar tres fotos y un video de 20 seg al activarse, con un

intervalo de 1 min entre los registros, funcionando las 24 h del día. Las trampas-cámara se colocaron a al menos 400 m, esta distancia se definió con base en el ámbito hogareño más pequeño (50 ha) reportado para la especie en zonas tropicales (Judas y Henry, 1999). Asimismo, las trampas-cámara se ubicaron a una altura de entre 40 y 60 cm del nivel del suelo con el fin de obtener mejor captación de los pecaríes en lugares con indicios de tránsito como caminos y comederos. Los sitios de muestreo estuvieron ubicados en los diferentes tipos de vegetación de la isla: 11 en la selva mediana subperennifolia, 13 en la selva baja caducifolia, 10 en la vegetación secundaria, 4 en el manglar, 4 en el tasistal y 3 en la duna costera. Los registros obtenidos se sistematizaron en una matriz de presencia/ausencia, con un marco temporal de una semana, teniendo 4 ocasiones de muestreo para la temporada fría lluviosa (febrero), 12 para la temporada cálida seca (marzo a mayo) y finalmente 10 ocasiones de muestreo para la temporada cálida lluviosa (junio a agosto). El esfuerzo de muestreo total fue de 7,558 días/cámara.

Adicionalmente, se obtuvieron observaciones directas con el recorrido de senderos de 1 km a 3.8 km de longitud, de febrero a agosto de 2016. Se definieron 12 senderos preexistentes ubicados en los diferentes tipos de vegetación y a diferentes distancias de asentamientos humanos, cuerpos de agua dulce y de la red de carreteras de la isla. Cada sendero se recorrió una vez al mes, durante los siete meses, entre las 06:00 y las 12:00 h, a una velocidad promedio de 1 km/h, con dos observadores por recorrido. En total, se recorrieron 166.3 km. El trabajo de campo se realizó basado en la teoría del muestreo de distancias (Buckland et al., 1993). La distancia perpendicular de detección desde el sendero al individuo o centro del grupo de individuos se midió con una cinta métrica para las distancias menores a 9 m y con un telémetro óptico para las distancias mayores a 9 m. De

esta manera, se registró la distancia perpendicular de detección, el tamaño del grupo, el sexo y la edad de los individuos (cuando esto fue posible); el tipo de vegetación en el que se obtuvo el registro, la fecha y hora del avistamiento, y sus coordenadas.

Variables ambientales y antrópicas

A partir de un mosaico de imágenes LiDAR (5 m de resolución por pixel, de 2007) de Isla Cozumel y utilizando el programa Esri®ArcMap™ 10.1 se identificaron los cenotes y las aguadas presentes en la isla. Adicionalmente se referenciaron espacialmente las sascaberas abandonadas (antiguos sitios de extracción de materiales para construcción, donde se retiene el agua de lluvia). Asimismo, se referenciaron espacialmente los asentamientos humanos y la red de carreteras con el propósito de estimar la presión antrópica sobre los pecaríes enanos. Adicionalmente, siguiendo la descripción de Tellez-Valdéz (1989), en cada estación de foto trapeo y cada sendero se registró el tipo de vegetación. Cada una de las estaciones de foto trapeo, los senderos y las observaciones directas de los pecaríes se proyectaron geográficamente con el fin de medir las distancias de estos a las variables mencionadas para analizar la relación de estas con la ocupación y abundancia del pecarí enano.

Estimación de la ocupación del pecarí enano

Utilizando los datos de presencia/ausencia del pecarí enano, obtenidos de las trampas-cámara, se estimó la probabilidad de ocupación (Ψ) y la probabilidad de detección (p) a partir de los modelos de ocupación del tipo “una especie-una estación” (Mackenzie et al., 2002) generados con el programa PRESENCE (Hines, 2006). Asimismo, en los modelos se incluyeron co-variables ambientales y antrópicas como tipo de vegetación distancias a cenotes, aguadas, sascaberas abandonadas, asentamientos humanos y la red de carreteras.

Con el fin de determinar la relación de estas variables con la ocupación del pecarí se generaron modelos en donde se ponderó el efecto de cada una de las co-variables en la probabilidad de ocupación, finalmente se evaluó el mejor modelo con base en el índice de información de Akaike (AIC). Los modelos con $\Delta AIC < 2$ se consideraron como igualmente competitivos.

Estimación de la abundancia del pecarí enano

A partir de las observaciones directas de los pecaríes enanos se estimó la densidad y la abundancia poblacional (promedio \pm error estándar) en la isla utilizando el programa Distance versión 6.2 (Thomas et al., 2010). Los registros se analizaron como grupos de individuos y el tamaño del grupo se estimó como un promedio de los tamaños de grupo observados. Se eliminó el 5% de los registros más lejanos con el fin de facilitar el ajuste de la función de detección; asimismo, se evaluó el ajuste relativo de los cuatro modelos y sus series de expansión; el mejor modelo (función de detección uniforme con ajuste coseno) se seleccionó con base en el índice de información de Akaike (AICc). Asimismo, la densidad se estimó para cada tipo de vegetación y las estimaciones se compararon con una prueba Kruskal-Wallis. Los análisis estadísticos se llevaron a cabo con un nivel de confianza estadística del 90% con R Wizard version 1.0.0. (Guisande, 2014).

Se construyó un modelo lineal generalizado, con respuesta y función de enlace normal, teniendo como variable de respuesta el número de pecaríes observados en los senderos (normalizado con base en el esfuerzo de muestreo ind/km recorrido) y como variables explicativas el tipo de vegetación, la distancia a fuentes de agua dulce (cenotes, aguadas y sascaberas abandonadas), a asentamientos humanos, a la carretera más cercana.

Con el fin de evaluar la influencia de los cenotes en la abundancia y distribución de los pecaríes se estimó la densidad de los pecaríes en áreas a diferentes distancias radiales de estos. Posteriormente, se ajustó un modelo de regresión polinomial para visualizar la relación entre la densidad en función de la distancia a fuentes de agua. A partir de esta información, en un sistema de información geográfica se generaron las bandas (*buffers*) concéntricas alrededor de cada cenote y se asociaron a su correspondiente valor de densidad. A continuación, a todos los registros de pecaríes tanto de trampas-cámara como de senderos se les asignó un valor de densidad correspondiente en función de su ubicación para, finalmente realizar una interpolación utilizando la herramientas de análisis geoestadístico “kriging” del programa Esri®ArcMap™ 10.1. Con este proceso se generó un mapa de densidades estimadas del pecarí enano para Isla Cozumel.

Resultados

Modelos de ocupación del pecarí enano

Se obtuvieron registros de pecaríes enanos en 38 de las 46 estaciones de foto trampeo. El tamaño promedio de grupo fue 1.33 ± 0.81 individuos, encontrando grupos de 1 a 9 individuos. Los pecaríes se detectaron en todos los tipos de vegetación presentes en la isla. La ocupación de los pecaríes en el área de muestreo fue de $\Psi=0.85 \pm 0.05$ para todas las temporadas; mayor para la temporada cálida seca ($\Psi= 0.82 \pm 0.06$) que para la temporada cálida lluviosa ($\Psi= 0.68 \pm 0.3$) y para la fría lluviosa ($\Psi= 0.49 \pm 0.1$).

Los factores ambientales y antrópicos que se relacionaron con la ocupación de esta especie variaron según la temporada; en general, para todo el periodo de muestreo, la ocupación estuvo asociada con algunos tipos de vegetación (Tabla 1). La selva baja

caducifolia $\Psi = 1.0$, la vegetación secundaria $\Psi = 0.90$ y la selva mediana subperennifolia $\Psi = 0.83$ fueron los tipos de vegetación con mayor probabilidad de ocupación. En la temporada fría lluviosa los factores que incidieron en la ocupación de pecaríes fueron la presencia de aguadas, de sascaberas abandonadas, y los asentamientos humanos. En la temporada cálida seca ninguno de los factores ambientales o antrópicos evaluados influenció la ocupación. Finalmente, en la temporada cálida lluviosa la presencia de sascaberas abandonadas influyó en la ocupación del pecarí. La detectabilidad fue constante para todos los modelos, lo que sugiere que la detectabilidad no varió en función de las estaciones de foto trapeo ni estuvo asociada a alguna de las variables.

Tabla 1. Modelos de ocupación de los pecaríes enanos (*P. t. nanus*). Para cada una de las temporadas se presentan los modelos con menor valor de AIC y con mayor peso. Ψ : probabilidad de ocupación, p: detectabilidad, AIC: Criterio de información de Akaike, Δ AIC: diferencia entre los valores del AIC de los modelos, AICw = peso del modelo, np: número de parámetros.

Modelo	Temporada	AIC	ΔAIC	AICw	np
$\Psi(\text{vegetación})p(\cdot)$	Todas	1132.8	0.0	0.73	7
$\Psi(\text{aguadas})p(\cdot)$	Fría lluviosa	95.7	0.00	0.32	2
$\Psi(\text{asentamientos})p(\cdot)$		96.4	0.65	0.23	2
$\Psi(\text{aguadas+sascaberas})p(\cdot)$		97.7	1.98	0.11	3
$\Psi(\cdot)p(\cdot)$	Cálida seca	609.6	0.00	0.93	2
$\Psi(\cdot)p(\cdot)$	Cálida lluviosa	411.5	0.00	0.37	2
$\Psi(\text{sascaberas})p(\cdot)$		413.2	1.68	0.16	2

Abundancia poblacional del pecarí enano

Durante el recorrido de los senderos se obtuvieron un total de 21 registros de grupos de pecaríes, correspondientes a 37 individuos. Los pecaríes se observaron en casi todos los tipos de vegetación presentes en la isla, excepto en el manglar y en la duna costera. Se obtuvo una tasa de encuentro de 1.7 ± 0.1 ind/km. El tamaño promedio de los grupos observados fue de 1.7 ± 0.8 individuos y varió de 1 a 3 individuos. La densidad estimada para el pecarí enano en la isla fue de 7.7 ± 1.7 ind/km². La abundancia poblacional estimada del pecarí para la isla que fue de $3,473 \pm 785$ individuos el área potencial habitable, que es el área de la isla menos las zonas urbanas.

Con relación a la estimación de la densidad por tipo de vegetación, la mayor estimación fue en la selva mediana subperenifolia con 11.8 ± 9.4 ind/km², después en la selva baja caducifolia con 10.6 ± 5.0 ind/km² y finalmente en la vegetación secundaria con 5.8 ± 3.6 ind/km². Sin embargo, no hubo diferencias significativas en las densidades estimadas entre tipos de vegetación (K-W=4.6, g.l= 2, p=0.367).

De acuerdo a los análisis de las variables ambientales (Tabla 2), se dedujo que la distancia a los cenotes tiene una relación negativa con el número de pecaríes detectados, mientras que la distancia a las sascaberas abandonadas tiene una relación positiva, a mayor distancia mayor se obtuvieron más avistamientos (Tabla 2).

Tabla 2. Modelo lineal generalizado que describe la relación entre el número normalizado de registros de pecaríes (en función del esfuerzo de muestreo ind/km recorrido) y las variables ambientales y antrópicas evaluadas.

Parámetro	B	Estadístico de Wald	Significancia
Intercepto	3.029	5.345	0.021
Distancia cenotes	-0.001	5.248	0.022
Distancia sascaberas	8.6 E ^{-0.05}	4.185	0.041
Vegetación secundaria	-2.252	2.846	0.092
Distancia asentamientos	0.000	1.942	0.163
Selva mediana	-1.223	1.222	0.269
Distancia carreteras	9.6 E ^{-0.05}	0.961	0.327
Distancia aguadas	9.9E ^{-0.05}	0.043	0.835
Selva baja	0.001	0.00	0.999
Tasistal	0	-	-

Debido a que la distancia a cenotes fue el factor que más se relacionó con la abundancia de pecaríes enanos, se analizó el efecto de esta variable en particular sobre la densidad del pecarí. La mayor densidad de pecaríes ocurre cerca a estos cuerpos de agua y decrece a medida que esta distancia aumenta (Fig. 2).

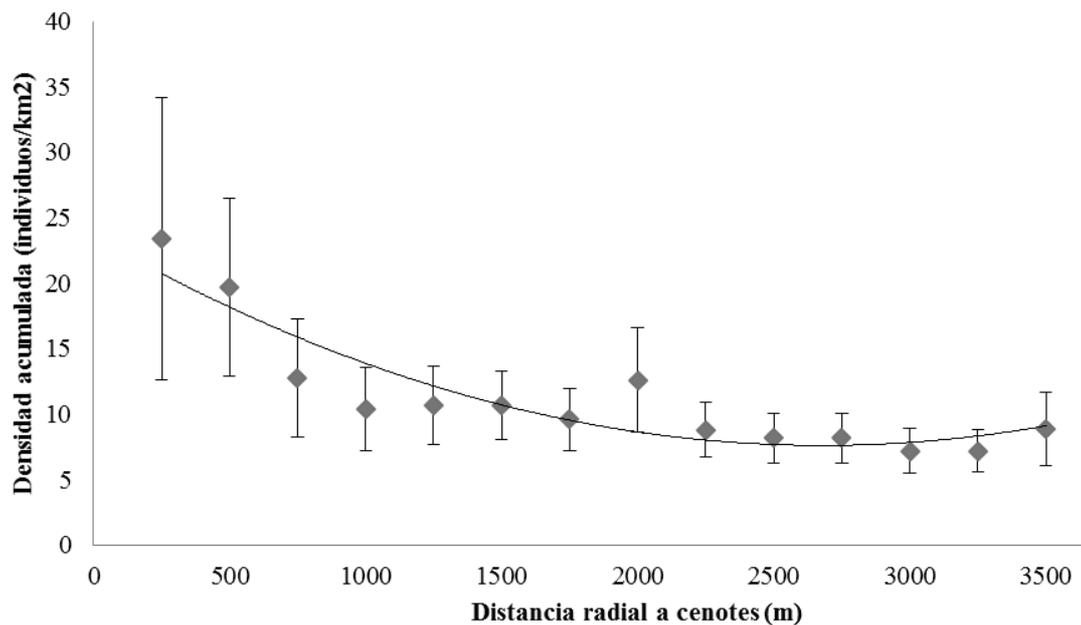


Figura 2. Influencia de los cenotes en la densidad de pecaríes enanos. Los rombos con sus barras de error estandar representan la densidad acumulada a diferentes distancias radiales de los cenotes. La línea continua define la curva polinomial que mejor se ajusta a la densidad acumulada ($R^2 = 0.98$, $p < 0.001$).

A partir de esta relación, se obtuvo un mapa de densidades de pecaríes enanos en Isla Cozumel (Fig.3), en donde las estimaciones varían entre 7.6 y 22.9 ind/km². Las densidades más altas se encuentran en la selvas mediana subperennifolia y baja caducifolia asociadas a cenotes.

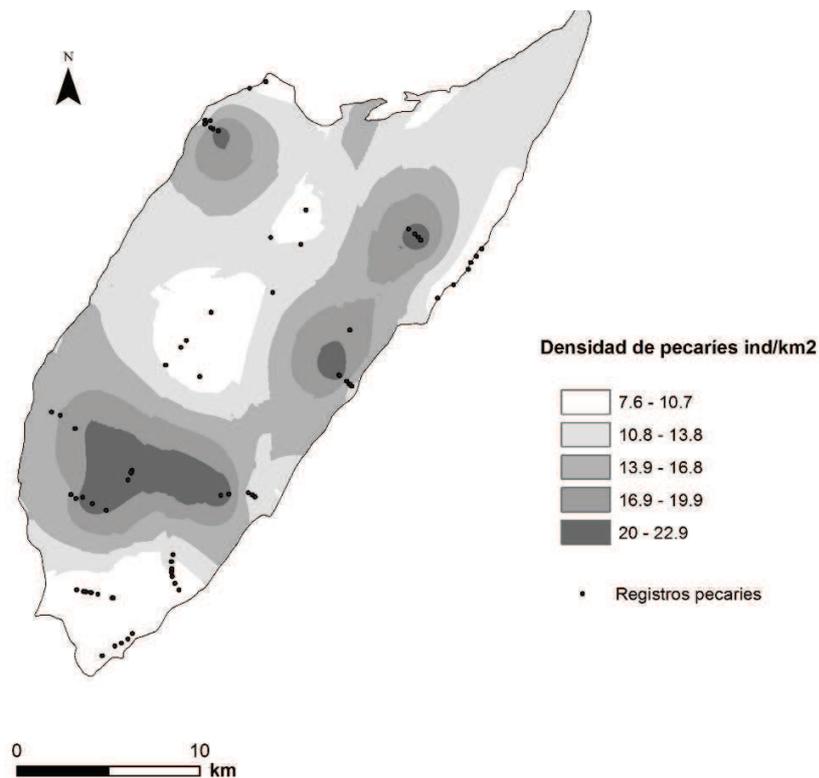


Figura 3. Distribución de la densidad del pecarí enano de Cozumel, en función de la distribución de cenotes en la isla.

Discusión

Ocupación del pecarí enano.

La variación en las estimaciones de ocupación del pecarí enano entre temporadas estuvo influenciada por la disponibilidad del agua. La mayor ocupación se registró en la temporada cálida seca, cuando la única fuente de agua disponible son los cenotes. Esto pudo deberse a que el 37% de las trampas-cámara estuvieron ubicadas en un radio de 500 m alrededor de los cenotes. Los pecaríes se concentraron en las proximidades de los cuerpos de agua, lo que probablemente generó una mayor cantidad de registros en las trampas-cámara. Por el

contrario, en la temporada cálida lluviosa, en la cual hay mayor disponibilidad de agua en la isla, es posible que los pecaríes tuvieran una mayor movilidad y, en consecuencia, una menor probabilidad de ser registrados en las estaciones de foto trampeo. Finalmente, las probabilidades más bajas de ocupación ocurrieron en la temporada fría lluviosa, época en la que también hubo mayor disponibilidad de agua debido a los inusualmente altos niveles de precipitación derivados de los frentes fríos ocurridos a finales de 2015 y principios de 2016; esto también sugiere que debido a mayor disponibilidad de agua, la distribución de los pecaríes no está restringida a la presencia de cenotes. Esto concuerda con los resultados de los modelos de ocupación en los que se evaluó el efecto de las diferentes co-variables, ya que solamente para la temporada fría lluviosa las aguadas fueron un factor importante en la estimación de la ocupación de esta especie.

La similitud en las probabilidades de detección en los modelos de ocupación puede deberse a que en todas las ocasiones y sitios de muestreo se utilizaron las mismas trampas-cámara y estas funcionaron con las mismas características, por lo que no hubo mayor variación por parte del método para recolectar la información. Sin embargo, para este muestreo no se incluyeron variables específicas para cada uno de los sitios y ocasiones de muestreo, como temperatura, precipitación, entre otras que podrían influir en los patrones espaciales y temporales de comportamiento y consecuentemente afectar la detección.

Abundancia poblacional del pecarí enano

La densidad estimada en este estudio para el pecarí enano (7.7 ± 1.7 ind/km²) se puede considerar mayor a las estimaciones de densidades realizadas para poblaciones de pecarí de collar en áreas tropicales continentales. En México, se encontraron densidades de 2.3 ind/km²

en la cuenca del río Lacantún, Chiapas (Bolaños-Citalán y Naranjo, 2001), de 1.1 ind/km² en la Reserva de la Biosfera el Triunfo, Chiapas (Lira-Torres y Naranjo-Piñera, 2003) y de 1.9 ± 0.8 ind/km² en la Reserva Ecológica El Eden, Quintana Roo (González-Marín et al., 2008). Asimismo, en la Reserva Natural Puinawai, Colombia, Gómez-Valencia (2010) reportó una densidad de 2.7 ± 1.5 ind/km², y en la Amazonía peruana, Aquino y colaboradores (2007) encontraron una densidad de 2.7 ind/km².

Esta diferencia puede deberse a que las especies insulares tienden a tener densidades poblacionales más altas que las especies continentales (Connor et al., 2000). Asimismo, en las islas hay menos especies de mamíferos que en el continente (Connor et al., 2000), por lo que comúnmente las especies están menos sujetas a depredación y competencia interespecífica, lo que permite que sus poblaciones aumenten (MacArthur et al., 1972). En Isla Cozumel no existen depredadores naturales que controlen la población del pecarí enano, a excepción de los perros ferales que han invadido recientemente las selvas de la isla. Adicionalmente, la competencia interespecífica para el pecarí en la isla es baja, el principal competidor, el venado de cola blanca (*Odocoileus virginianus*), también de reciente establecimiento en la isla, posee hábitos alimentarios diferentes. Por otro lado, aunque en Isla Cozumel persiste un cierto nivel de cacería, ésta parece no suponer una presión significativa (Navarro-Ramírez, 2005).

El tamaño promedio de los grupos estimado con observación directa (1.7 ± 0.8 ind) no fue diferente al estimado con las trampas-cámara (1.3 ± 0.8); fue más frecuente el avistamiento de un solo individuo en ambos casos. El tamaño de grupo es bajo comparado con los tamaños reportados para otras zonas tropicales. En México, González-Marín y colaboradores (2008) reportaron grupos de entre 2 y 15 individuos en la Reserva Ecológica

El Edén, Quintana Roo. En la Estación Biológica Chamela en Jalisco, Mandujano (1999) encontró manadas de *P.t sonorensis* de entre 1 y 15 individuos, siendo los grupos conformados por uno a cuatro pecaríes los más comunes. En Brasil, Keuroghlian (2004) reportó para el estado de Sao Paulo grupos promedio de 8.8 individuos; asimismo, en la Amazonia, Peres (1996) halló grupos promedio de 4.8 ± 3.0 individuos. La fluctuación en el tamaño de grupo es una de las estrategias que utilizan los pecaríes para enfrentar la variación en la disponibilidad de recursos, la depredación, la cacería y los efectos de la fragmentación del paisaje (Sowls, 1997; Reyna, 2009). Las manadas de pecaríes de collar se dividen frecuentemente en subgrupos (Sowls, 1997; Keuroghlian et al., 2004) y es común que grupos de uno a tres individuos hagan sus actividades de forrajeo por separado durante varias horas en el día (Keuroghlian et al., 2004). Adicionalmente, se ha reportado la presencia de pecaríes solitarios que se cree son machos viejos que han abandonado la manada (Leopold., 1959). En bosques tropicales, las manadas de pecaríes generalmente tienen menos de 20 individuos y en bosques secos o caducifolios comúnmente forman grupos pequeños de uno a cuatro individuos (Mandujano., 1999). La formación de grupos grandes es una estrategia para defenderse de los depredadores, de esta manera son menos vulnerables a los ataques que pueden sufrir los individuos solitarios o los grupos pequeños (Sowls, 1997). Para el caso del pecarí enano, el tamaño promedio de los grupos observados podría no deberse a una división de la manada, sino a la ausencia, hasta hace pocos años, de depredadores. Aunque esto solo se sabrá con la realización de futuros estudios.

Selección de hábitat del pecarí enano

Al analizar la abundancia de los pecaríes en función de los factores ambientales y antrópicos se puede deducir que la distancia a cenotes es el factor que más influye en su

variación. Asimismo, los resultados del modelo de ocupación sugieren que la presencia de aguadas y de sascaberas abandonadas son factores relacionados con la estimación de la ocupación. El agua es un recurso fundamental para la vida silvestre y al haber restricciones en su disponibilidad puede convertirse en un factor limitante para las poblaciones (Cain et al., 2006; Morrison et al. 2006). Por otro lado, la mayoría de las especies necesitan del agua para poder ocupar satisfactoriamente un sitio, siendo este el caso del pecarí de collar que requiere del agua como un componente esencial en su hábitat (Sowls, 1997).

El agua que consumen los pecaríes proviene principalmente de los frutos y plantas, y es complementada con el agua obtenida en el ambiente. Asimismo, bañarse en lodo es una actividad común entre los pecaríes; una práctica que en ecosistemas tropicales húmedos es realizada cerca de los cuerpos de agua (Sowls, 1997; Beck, 2007).

En Isla Cozumel, debido al carácter kárstico de sus suelos, no existen cuerpos de agua superficiales por lo que la disponibilidad de agua dulce se da a través cenotes, aguadas y sascaberas abandonadas que pueden actuar como aguadas, que son cruciales para la vida silvestre (Martínez-Morales, 1999; Cuarón, 2009). De esta manera, dependiendo de la precipitación en la temporada de lluvias, el agua puede estar disponible tanto en los cenotes como en las aguadas y las sascaberas abandonadas, mientras que durante la temporada seca los cenotes son la única fuente de agua disponible en la isla para la fauna (Martínez-Morales, 1999).

El acuífero que alimenta los cenotes está conformado por una lente de agua dulce subterránea que por su menor densidad flota sobre una de agua salada (Lesser et al., 1978). La sobreexplotación del manto acuífero para el consumo humano en la isla puede disminuir

los niveles de agua dulce, ocasionando que esta se mezcle con el agua marina, amenazando así su calidad (Martínez-Morales, 1996), por lo que el abastecimiento de agua para la población humana tiene límites (Lesser et al., 1978). Según datos estimados por la Comisión de Agua Potable y Alcantarillado de Cozumel, el suministro de agua potable en la isla podría atender la demanda de una población de 130,435 habitantes máximo (Instituto de Investigaciones Sociales UABC, 2011). El crecimiento poblacional en la isla en los últimos diez años ha sido del 15.3% y actualmente existe una población de más de 86,000 habitantes permanentes (INEGI, 2015), además de los más de 3,600,000 turistas de crucero por ejemplo que ingresaron en 2016 (DATATUR, 2017) y alrededor de 450,000 visitantes anuales (Palafox et al., 2015). Por esto se prevee que la dinámica poblacional humana, incluyendo el turismo, pueda exceder, en el corto plazo, los límites de abastecimiento de agua dulce en la isla, lo cual afectará tanto a la población humana como a especies de fauna silvestre.

La importancia de los cuerpos de agua en la selección de hábitat del pecarí enano concuerda con lo registrado en otros trabajos en México. En la Huasteca potosina, García-Marmolejo y colaboradores (2015) encontraron que la distancia a los cuerpos de agua tiene relación con la abundancia relativa del pecarí de collar. Asimismo, en la región de Nopala-Hualtepec, Hidalgo, se registró que entre las características del hábitat que influyeron en la distribución del pecarí de collar se encuentra la distancia a los cuerpos de agua (Hernández, 2013). Por otro lado, al analizar especies cercanas como el pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) se observa que la tendencia es similar, Reyna-Hurtado y colaboradores (2009) encontraron que las aguadas representan el elemento más importante del paisaje para los movimientos de esta especie en la zona de Calakmul, Campeche. De la misma forma, en la Selva Maya, Guatemala, Moreira et al. (2016) reportó que las aguadas tienen gran

importancia en la ecología de este ungulado. Adicionalmente, estudios realizados en Cozumel con otras especies han recalcado la importancia del agua para la vida silvestre; la distribución del hocofaisan de Cozumel (*Crax rubra griscomi*) es influenciada principalmente por la presencia de aguadas, cenotes y asentamientos humanos, encontrándose mayores densidades cerca de los cuerpos de agua (Martínez-Morales 1999).

En cuanto a las sascaberas abandonadas, estas se relacionan con la ocupación del pecarí enano en la temporada cálida lluviosa, pero a su vez afectan negativamente las observaciones directas en todas las temporadas. Esto podría deberse a que al actuar como reservorio de agua lluvia se convierten en una fuente importante del recurso durante las lluvias cálidas, pero al tratarse de un área transformada, en donde no hay cobertura vegetal, los pecaríes enanos prefieren alejarse en los momentos en los que hay disponibilidad de agua en otros sitios.

Por otro lado, el tipo de vegetación fue el principal factor que incidió en la ocupación de los pecaríes para todo el periodo de muestreo. A pesar de que los pecaríes se registraron en los seis tipos de vegetación presentes en la isla, seleccionaron la selva baja caducifolia, la vegetación secundaria y la selva mediana subperennifolia. Esto puede deberse a que en estos tipos de vegetación pueden encontrar una mayor diversidad de recursos como frutos, raíces, artrópodos y pequeños vertebrados (Martínez y Mandujano, 1995). En la selva baja caducifolia hay disponibilidad de frutos como los del chakah (*Bursera simaruba*), el jabín (*Piscidia piscipula*), k'aan lool (*Cascabela gaumeri*), chakchucum (*Pithecellobium mangense*), guamuchil (*Pithecellobium dulce*), entre otros (Tellez-Valdéz et al. 1989) que potencialmente pueden ser consumidos por el pecarí enano. Asimismo, en la selva mediana subperennifolia, los frutos de muchas de las especies dominantes como el caracolillo

(*Mastichodendron foetidissimum*), ramón (*Brosimum alicastrum*), chicozapote (*Manilkara zapota*), chechen (*Metopium brownei*) y guayabillo (*Alibertia edulis*) (Tellez Valdéz et al., 1989) podrían estar incluidos en la dieta del pecarí enano. Adicionalmente, en la selva mediana subperennifolia la presencia de cenotes es mayor y tienen tamaños más grandes (Martínez-Morales, 1996), lo que a su vez influye en la vegetación. Lo anterior concuerda con el estudio realizado en la Huasteca potosina, donde se reporta que el pecarí de collar eligió sitios principalmente boscosos sobre áreas abiertas (García-Marmolejo et al., 2015).

Estrategias de conservación

A partir de los resultados derivados de esta investigación se plantean algunas recomendaciones con el fin de garantizar la prevalencia del pecarí enano en Isla Cozumel. La disponibilidad de agua es uno de los factores más importantes en la selección de hábitat del pecarí, por lo tanto se recomienda tomar medidas de regulación en el abastecimiento de agua dulce para el ser humano en la isla con el fin de que su consumo no sobrepase la capacidad del acuífero y deteriore así su calidad. Además, es necesario replantear los objetivos y las estrategias de atracción turística, los cuales deben enmarcarse dentro de las dinámicas ecológicas y la capacidad de carga de la isla.

Asimismo, es importante una regulación en la visita a los cenotes, especialmente durante la temporada seca, cuando estos son la única fuente de agua disponible para la fauna silvestre. El ruido de las voces humanas, de las cuatrimotos o vehículos en los que se accede a ellos, sumado a la basura y a la permanente presencia humana pueden ahuyentar a los animales y limitar el acceso al agua a especies de fauna silvestre. Se deben designar cenotes

con protección estricta, a los que no se permita la visita y otros en lo que se regule el uso por parte del público.

Adicionalmente, es necesario controlar e idealmente erradicar los basureros clandestinos que existen en la isla, ya que por las características del suelo es muy factible que los lixiviados generados por los residuos puedan filtrarse a través de las rocas y contaminar el acuífero, afectando así la calidad del agua.

Finalmente se recomienda realizar estudios genéticos para los pecaríes enanos y estudios poblacionales para los cerdos vietnamitas para poder establecer acciones de manejo. Adicionalmente, es necesario realizar controles estrictos por parte de las autoridades ambientales de la entrada de fauna exótica a la isla; esto debe hacerse en todos los puntos de ingreso a Cozumel tanto por vía marítima como aérea.

Literatura citada

Anderson, C., Ricardo, R., Torres-Mura, J., McGehee, S., Sherriffs, M., Schuttler, E. y Rosemond, A. (2006). Exotic vertebrate fauna in the remote and pristine sub-Antarctic Cape Horn Archipelago, Chile. *Biodiversity and Conservation*, 15(10) 3295–3313.

Aquino, R., Terrones, C. y Navarro, R. (2007). Assessing impact of hunting mammals in Alto Itaya river basin, Peruvian Amazon. *Revista Peruana de Biología*. 14(2) 181–186.

Barnett, B. y Rudd, R. (1983). Feral dogs of the Galapagos Islands: Impact and Control. *International Journal for the Study of Animal Problems*, 4(1) 44–58.

Bautista, S.M. (2006). Distribución, abundancia y dieta de perros y gatos ferales en la Isla Cozumel. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología. Xálapa. Veracruz.

Beck, H. (2007). Synergistic impacts of ungulates and falling palm fronds on saplings in the Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, 23(05), 599.

Beck, H., Snodgrass, J. y Thebpanya, P. (2013). Long-term enclosure of large terrestrial vertebrates: Implications of defaunation for seedling demographics in the Amazon rainforest. *Biological Conservation*, 163, 115–121.

Bolaños-Citalán, J. y Naranjo, E. (2001). Abundancia, densidad y distribución de las poblaciones de ungulados en la cuenca del río Lacantún, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 5, 45–57.

Brown, S. y Lugo, A. (1990). Tropical secondary forest. *Ecology*, 6, 1–32.

Buckland, S.T., Anderson, K., Burnham, K. y Laake, J. (1993). *Distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Londres: Chapman & Hall.

Cain, J., Krausman, P., Rosenstock, S. y Turner, J.C. (2006). Mechanisms of thermoregulation and water balance in desert ungulates. *Wildlife Society Bulletin*, 34 (3), 570-581.

Connor, E., Courtney, A. y Yoder, J. (2000). Individuals – area relationships : the relationship between animal population density and area. *Ecology*, 81(3), 734–748.

Corbalan, V. (2004) Uso de hábitat y ecología poblacional de pequeños mamíferos del desierto del monte central, Mendoza, Argentina. *Mastozoología Neotropical*. 11 (1) 124-132.

Cuarón, A. (2009). Cozumel . In Gillespie, R y Clague, D (eds). *Encyclopedia of islands*. Berkeley, California: University of California Press.

DATATUR. (2017). Sistema Nacional de la Información Estadística del Sector Turismo de México. Recuperado el 16 de marzo de 2017 de <http://www.datatur.sectur.gob.mx/SitePages/Actividades en Crucero.aspx>

Fiorello, C., Noss, A. y Deem, S. (2006). Demography, hunting ecology, and pathogen exposure of domestic dogs in the Isoso of Bolivia. *Conservation Biology*, 20(3), 762–771.

Galindo-Leal, C. y Weber, M. (1998). El venado de la Sierra Madre Occidental, ecología, manejo y conservación. México: CONABIO

García-Marmolejo, G., Chapa-Vargas, L., Weber, M., y Huber-Sandwald, E. (2015). Landscape composition influences abundance patterns and habitat use of three ungulate species in fragmented secondary deciduous tropical forests, Mexico. *Global Ecology and Conservation*, 3,744–755.

Gómez-Valencia, B. (2010). Densidad y áreas de ocupación del pecarí de collar (*Pecari tajacu*) y su relación con el hábitat en el Parque Nacional Tuparro y la Reserva Natural Puinawai. Tesis de maestría. Universidad Nacional de Colombia.

Gonzalez-Marin, R. Gallina, S., Mandujano, S. y Weber, M. (2008). Densidad y distribución de ungulados silvestres en la reserva ecológica El Edén, Quintana Roo. *Acta Zoológica Mexicana*, 24, 1–23.

Guisande, C. (2014). RWizard Software. Available at: <http://www.ipez.es/RWizard>.

Hernández, D. (2013). Pecarí de collar (*Pecari tajacu*) en la región Nopala-Hualtepec, Hidalgo, México. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

Hines, J.E. (2006). PRESENCE- Software estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC.

INEGI. (2015). Encuesta intercensal. México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

Instituto de Investigaciones Sociales UABC. (2011). Atlas de Riesgos del Municipio de Cozumel. B.C. Cozumel: SEDESOL.

Jones, C. y Gutierrez, J. (2007). On the purpose, meaning, and usage of the physical ecosystem engineering concept. In Cuddigtong, K., Byers, J., Wilson, W., Hastings, A. *Ecosystem engineers: plants to protists*. Burlington, EUA: Academic Press.

Judas, J., Henry, O. (1999). Seasonal variation of home range of collared peccary in tropical rain forests of French Guiana. *J. Wildl. Manag.* 63, 546–555.

Keuroghlian, A., Eaton, D. y Longland, W.S. (2004). Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation*, 120(3), 415–429.

Kurten, E.L. (2013). Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. *Biological Conservation*, 163,22–32.

Leopold, A. (1959). *Wildlife of Mexico: The game birds and mammals*, Berkeley, CA, U.S.A: University of California Press.

Lesser, H., Azpeitia, J. y Lesser, J. (1978). Geohidrologia de la Isla de Cozumel, Quintana Roo. *Recursos Hidráulicos*, II(1), 32–50.

Lira-Torres, I. y Naranjo-Piñera, E. (2003). Abundancia, preferencia de hábitat e impacto del ecoturismo sobre el puma. *Acta Zoologica Mexicana*. 10, 41-66.

MacArthur, R., Diamond, J, y Karr, J. (1972) Density compensation in island faunas. *Ecology*. 53(2), 330-342.

McFadden, K. (2004). The ecology, evolution and natural history of the endangered carnivores of Cozumel Island, Mexico. Tesis doctoral. Columbia University.

Mackenzie, D., Nichols, J., Gideon, L., Droege, S., andrew, J. y Langtimm, C. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*. 83(8), 2248–2255.

Mackenzie, D.I., Bailey, L. y Nichols, J. (2004). Investigating species co-occurrence patterns when species are detected imperfectly. *Journal of Animal Ecology*, 73(3), 546–555.

Mackenzie, D., Nichls, J., Royle, J., Pollock, K., Bailey, L. y Hines, J. (2006). *Occupancy estimation and modeling inferring patterns and dynamics of species occurrence*. San Diego, California: Elsevier.

MacPhee, R. y Flemming, C. (1999). Requiem Eternam: the last five hundred years of mammalian species extinctions. En MacPhee, R. y Sues, H. Extinctions in near time: causes, contexts, and consequences. New York: Springer.

Mandujano, S. (1999). Variation in herd size of collared peccaries in a Mexican tropical forest. *Southwestern Naturalist*, 44(2), 199–204.

Martínez L. y Mandujano, S. (1995). Hábitos alimentarios del pecarí de collar (*Pecari tajacu*) en un bosque tropical caducifolio de Jalisco, México. *Redalyc*, 64. 1–21.

Martínez-Morales, M.A. (1996). The Cozumel Curassow: abundance, habitat preference and conservation. Tesis de Maestría. University of Cambridge. Cambridge. Reino Unido.

Martínez-Morales, M.A. (1999). Conservation status and habitat preferences of the Cozumel Curassow. *The Condor*. 101, 14-20.

Merriam, C.H. (1901). Six new mammals from Cozumel Island, Yucatan. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 14, 99–104

Moilanen, A. y Hanski, I. (1998). Metapopulation dynamics: effects of habitat quality and landscape structure. *Ecology*, 79(7), 2503–2515

Moreira-Ramírez, J., Reyna-Hurtado, R., Hidalgo, M., Naranjo, E., Ribeiro, M., García-Anleu R., Mérida, M. y Ponce, G. (2016). Importance of waterholes for white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) in the Selva Maya, Guatemala. *Therya*, 7(1), 51–64.

Morellet, N., Gaillard, J., Hewison, M., Ballon, P., Boscardin, Y., Duncan, P., Klein, F. y Maillard, D. (2007). Indicators of ecological change: New tools for managing populations of large herbivores. *Journal of Applied Ecology*, 44(3), 634–643.

Morrison, M., Marcot, B. y Mannan, W. (2006). Wildlife-habitat relationships concepts and applications. Madison, Wisconsin: University of Wisconsin Press.

Navarro-Ramírez, M.G. (2005). Conocimientos y percepciones sobre la fauna por los habitantes de la Isla Cozumel. Tesis de licenciatura. Universidad de Guadalajara.

Ojasti, J. y Dallmeier, F. (2000). Manejo de fauna silvestre neotropical, Washington, D.C: Smithsonian Institution.

Palafox, A., Aguilar, A. y Anaya, J. (2015). Cozumel y la transformación de su paisaje por el turismo de cruceros. *Revista de Ciencias Sociales*. 149, 103–115.

Peres, C. (1996). Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted amazonian forests. *Biological Conservation*, 3207(96), 115–123.

Reyna-Hurtado, R. y Tanner, G. (2005). Habitat preferences of ungulates in hunted and nonhunted areas in the Calakmul Forest, Campeche, Mexico. *Biotropica*, 37(4), 676–685.

Reyna-Hurtado, R., Rojas-Flores, E. y Tanner, G. (2009). Home range and habitat preferences of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) in Calakmul Campeche, Mexico. *Journal of Mammalogy*, 90(5) 1199–1209.

Smith, A. y Quin, D. (1996). Patterns and causes of extinction and decline in Australian conilurine rodents. *Biological Conservation*, 77(2-3) 243–267.

Sowls, L. (1997). *Javelinas and the Other Peccaries: Their Biology, Management and Use* Texas, USA: Texas A and M University Press, College Station.

Tellez Valdéz, O., Cabrera, E., Linares, E. y Bye, R. (1989). *Las plantas de Cozumel. Guía botánico-turística de la isla de Cozumel, Quintana Roo. México, D.F: UNAM.*

Thomas, L. Buckland, S., Rexstad, E., Laake, J., Strindberg, S., Hedley, S., Bishop, J., Marques, T. y Burnham, K. (2010). Distance software: Design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47(1), 5–14.

Capítulo II

Ocupación y abundancia de perros ferales (*Canis lupus familiaris*) e interacción con los pecaríes enanos (*Pecari tajacu nanus*) endémicos de Isla Cozumel

Luisa Fernanda Palacios-Aldana^a, Alfredo D. Cuarón^b, Rafael Reyna-Hurtado^c, Miguel Angel Martínez-Morales^{a*}.

^aDepartamento de Conservación de la Biodiversidad, El Colegio de la Frontera Sur, Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, Barrio de María Auxiliadora, 29290 San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. Correo electrónico: *mmartinez@ecosur.mx

^bSACBÉ- Servicios Ambientales, Conservación Biológica y Educación, Pelicanos 75, Colonia Flamingos II, 77660, Cozumel, Quintana Roo, México

^cDepartamento de Conservación de la Biodiversidad, El Colegio de la Frontera Sur, Av. Rancho Polígono 2-A, Col. Ciudad Industrial, 24500, Lerma, Campeche, México

Resumen

Los perros (*Canis lupus familiaris*) son los mamíferos carnívoros con mayor distribución en todo el mundo, se encuentran presentes en todos los continentes y en la mayoría de islas. Al ser una especie invasora su presencia tiene varias consecuencias sobre las especies nativas. En este estudio se evalúan los patrones de ocupación y abundancia de los perros ferales en Isla Cozumel para estimar su potencial impacto sobre presas en la isla. Se utilizaron estaciones de foto trampeo y se recorrieron senderos lineales para estimar su ocupación y abundancia en la isla. Adicionalmente, se realizó un análisis de co-ocurrencia con el pecarí enano (*Pecari tajacu nanus*), que es su principal presa en la isla. La ocupación de los perros ferales en el paisaje fue de $\Psi=0.35 \pm 0.09$. La densidad fue de 1.47 ± 0.6 ind/km² y la

abundancia poblacional de 288 ± 114 individuos. El factor de interacción de especies sugiere que existe una evasión por parte de los pecaríes enanos hacia los perros. Se sugiere realizar acciones de control y erradicación de este especie feral en la vegetación nativa de la isla.

Palabras clave: ocupación, abundancia, co-ocurrencia, especies exóticas, especies insulares.

Introducción

La introducción de especies es la segunda causa de pérdida de diversidad biológica a nivel global (McNeely et al., 2001). La presencia de especies invasoras en los ecosistemas tienen un alto impacto sobre las especies nativas (Anderson et al., 2006), particularmente en ambientes insulares (Barnett y Rudd, 1983). Entre las principales consecuencias de la introducción de especies exóticas se encuentra la depredación, competencia, la introgresión genética y la transmisión de enfermedades y parásitos (Fiorello et al., 2006).

La fauna doméstica y en especial los mamíferos son los animales que con más frecuencia se han introducido a las islas, en la mayoría de los casos de manera intencional y repetidamente (Courchamp et al., 2003). Los perros (*Canis lupus familiaris*) son los carnívoros con mayor distribución global, se encuentran en todos los continentes y en la mayoría de las islas (Daniels y Bekoff, 2011). Debido a la ausencia de grandes depredadores y a la amplia disponibilidad de presas, las islas son ambientes favorables para su establecimiento. Generalmente las especies nativas insulares no han desarrollado rasgos y comportamientos que les permitan defenderse de estos depredadores (Courchamp et al., 2003). Así, la mayoría de las extinciones de vertebrados ha ocurrido en islas, particularmente en las del Caribe (MacPhee y Flemming, 1999).

En las islas, el establecimiento de especies introducidas puede generar impactos en cinco niveles: genético, individual, poblacional, de comunidades y de procesos ecosistémicos (Parker et al., 1999). En los sistemas insulares, la introducción de mamíferos modifica las cadenas tróficas (Courchamp et al., 2003), ocasionando así efectos a nivel poblacional, de comunidades y ecosistémico. Por ejemplo, en Nueva Zelanda, Taborsky (1988) reportó que un solo perro feral fue responsable de acabar con la mitad de la población del kiwi (*Apteryx australis*) en aproximadamente seis semanas. Asimismo, en Islas Galápagos, los perros se están alimentando de fauna endémica entre la que se encuentran varias especies de tortugas, iguanas marinas y terrestres, y colonias de aves marinas que anidan en la playa (Barnett et al., 1983). Adicionalmente, los perros pueden transmitir enfermedades a otros mamíferos, particularmente a otros carnívoros. Deem y colaboradores (2000) reportan que, en América Latina, los perros son los principales transmisores de patógenos virales como la rabia, el moquillo y el parvovirus en poblaciones de mamíferos silvestres.

En Isla Cozumel se han introducido varias especies de fauna entre las que se encuentran los perros. Recientemente, los perros se han establecido de manera exitosa en la vegetación nativa de la isla, en donde parte importante de su dieta está compuesta por el pecarí enano (*Pecari tajacu nanus*) (Bautista, 2006). Al no existir grandes depredadores nativos en la isla, los perros ferales funcionan como depredadores tope en las redes tróficas, lo cual puede desencadenar un proceso de gran depredación que amenace a las poblaciones de especies nativas (Courchamp et al., 2003). El estudio y monitoreo de los parámetros poblacionales de las especies invasoras es un componente esencial para proponer acciones de manejo. En este estudio se estimaron la ocupación y abundancia de los perros ferales en

Isla Cozumel. Adicionalmente, se realizó un análisis de co-ocurrencia para dilucidar la interacción entre los perros ferales y los pecaríes enanos.

Métodos

Área de estudio

Isla Cozumel se encuentra localizada a 17.5 km de la península de Yucatán. Con 478 km² de superficie es la isla más grande del Caribe mexicano. Los tipos de vegetación que se encuentran presentes en la isla son: selva mediana subperennifolia, selva baja caducifolia, vegetación secundaria, tasistal, duna costera y manglar (Tellez Valdéz et al., 1989).

Cozumel es la isla mexicana con mayor número de endemismos, cuenta con al menos 31 taxa de vertebrados endémicos de los cuales 7 son mamíferos. Éstos se encuentran sometidos a varias amenazas entre las que se encuentra la introducción de especies exóticas, el crecimiento de la población humana, la fragmentación de la vegetación y los huracanes (McFadden, 2004; Cuarón, 2009).

Muestreo de perros ferales y de pecaríes enanos

Entre el 28 de enero y el 15 de agosto de 2016 se instalaron 46 trampas-cámara Cuddeback® Long Range IR Model E2 y Cuddeback® Black Flash Model E3. Éstas funcionaron las 24h del día y estuvieron programadas para tomar 3 fotos y 1 video al activarse. Las cámaras estuvieron ubicadas en los seis tipos de vegetación de la isla y separadas entre sí por al menos 400m. Los registros de los perros ferales y los pecaríes enanos fueron sistematizados en una matriz de presencia/ausencia, considerando un marco temporal de una semana. Se consideraron tres temporadas de muestreo: fría lluviosa (febrero), cálida seca (marzo a mayo) y cálida lluviosa (junio a agosto). Se tuvo un esfuerzo de muestreo total de 7,558 días/cámara.

Asimismo, entre el 1 de febrero y el 15 de agosto de 2016 se recorrieron 12 senderos con el fin de realizar observaciones directas. Éstos tuvieron una longitud de 1 a 3.8 km y estuvieron ubicados en los seis tipos de vegetación presentes en la isla. Cada mes se recorrieron todos los senderos a una velocidad promedio de 1km/h. El esfuerzo de muestreo total fue de 166.3 km. Por cada observación de individuos o grupos de individuos se midió la distancia perpendicular de detección desde el centro del sendero, adicionalmente se registró el tamaño del grupo, el sexo y la edad cuando esto fue posible, las coordenadas, la hora y la fecha.

Registro de variables ambientales y antrópicas

Utilizando sistemas de información geográfica se referenciaron espacialmente los cenotes, aguadas, sascaberas abandonadas (sitios en donde extraían materiales para construcción y que retienen agua de lluvia), asentamientos humanos y la red de carreteras; así como la ubicación de las trampas-cámara y los senderos de muestreo, incluyendo su asociación con los tipos de vegetación. Posteriormente se midió la distancia de cada registro de perros ferales y pecaríes enanos a estas variables.

Estimación de la ocupación de perros ferales

A partir de los datos de presencia/ausencia de los perros ferales, se estimó la probabilidad de ocupación a partir de los modelos “una especie-una estación” (Mackenzie et al., 2002) con el programa PRESENCE (Hines, 2006). En estos modelos se incluyeron co-variables como tipo de vegetación, distancia a cenotes, aguadas, sascaberas abandonadas, asentamientos humanos y carretera, con el fin de determinar la relación de estas variables con la ocupación

de los perros ferales. El mejor modelo se evaluó con base en el índice de información de Akaike (AIC).

Estimación de la abundancia de perros ferales

Utilizando las observaciones directas de los perros ferales se estimó la densidad y la abundancia poblacional (promedio \pm error estándar). Se utilizó el programa Distance versión 6.2 (Thomas et al., 2010). Se eliminó el 5% de los registros más lejanos con el fin de facilitar el ajuste de la función de detección; asimismo, se evaluó el ajuste relativo de los cuatro modelos y sus series de expansión. El mejor modelo se seleccionó con base en el índice de información de Akaike (AICc).

Interacción entre pecaríes enanos y perros ferales

Con el fin de establecer los patrones de co-ocurrencia entre los perros ferales y los pecaríes se hizo un análisis de ocupación generando un modelo del tipo “una temporada-dos especies” (Mackenzie et al., 2004). Se utilizaron únicamente los datos de presencia/ausencia de las dos especies en la temporada seca, debido al bajo número de registros de perros ferales en las temporadas lluviosas. Este modelo permitió dilucidar la magnitud de las interacciones interespecíficas, además de estimar el nivel de co-ocurrencia, más allá de las preferencias de hábitat de cada una de las especies. Para ambos casos fue factible determinar si la ocupación o eventos de detección para una especie ocurrieron independientemente de la presencia de la otra especie (Mackenzie et al., 2004).

Resultados

Modelos de ocupación de los perros ferales

En 13 de las 46 trampas-cámara se obtuvieron 59 registros de perros ferales. Esta especie estuvo presente en la selva mediana subperennifolia, selva baja caducifolia, vegetación secundaria y tasistal. La ocupación de los perros ferales en el área de muestreo fue de $\Psi=0.35 \pm 0.09$. Para todas las temporadas de muestreo, los factores que se relacionaron con la ocupación fueron la combinación de cenotes, aguadas y sascaberas; es decir, la disponibilidad de agua dulce (Tabla 1). En la temporada cálida seca los cenotes y las sascaberas incidieron en la ocupación de perros ferales. Debido a los pocos registros de perros durante la temporada de lluvias no se pudieron realizar los análisis para esta temporada

Tabla 1. Modelos de ocupación de los perros ferales (*C. l. familiaris*) en Isla Cozumel. Se presentan los modelos con menor valor de AIC. Ψ : probabilidad de ocupación, p: detectabilidad, AIC: Criterio de información de Akaike, Δ AIC: diferencia entre los valores del AIC entre los modelos, AICw = peso del modelo, np: número de parámetros.

Modelo	Temporada	AIC	Δ AIC	AICw	Np
$\Psi(\text{cenotes}+\text{aguadas}+\text{sascaberas})p(.)$	Todas	212.9	0.0	0.41	4
$\Psi(\text{aguadas})p(.)$		214.3	1.36	0.20	2
$\Psi(.)p(.)$	Cálida seca	115.0	0.00	0.21	2
$\Psi(\text{cenotes})p(.)$		115.0	0.01	0.21	2
$\Psi(\text{sascaberas})p(.)$		115.5	0.43	0.17	2

Abundancia poblacional de perros ferales

A partir del recorrido de senderos, se obtuvieron ocho registros de grupos de perros ferales, con un total de 12 individuos. Se tuvo una tasa de encuentro de 1.5 ± 0.3 ind/km. La densidad para esta especie dentro de la vegetación nativa de la isla fue de 1.47 ± 0.6 ind/km² y la abundancia poblacional de 288 ± 114 individuos. El tamaño promedio de los grupos observados directamente fue de 1.5 ± 0.9 individuos con un rango de 1 a 3 individuos, mientras que en las trampas-cámara se registraron grupos de 1 a 5 individuos con un promedio de 1.1 ± 0.58 .

Interacción entre perros ferales y pecaríes

Al evaluar la co-ocurrencia entre pecaríes enanos y perros ferales, el factor de interacción de especies ($\gamma = 0.91$, EE = 0.04) sugiere que existe una evasión por parte de los pecaríes hacia los perros. Valores de $\gamma < 1$ indican que existe una evasión entre las dos especies, cuando $\gamma = 1$ señalan que las especies ocurren independientemente y al ser $\gamma > 1$ indica que las especies se atraen (MacKenzie et al. 2004).

Discusión

Parámetros poblacionales de perros ferales

Los análisis de ocupación y la estimación de la abundancia de los perros ferales en Cozumel confirman la existencia de una población establecida dentro de la vegetación nativa de la isla. Los modelos de ocupación sugieren que la disponibilidad de agua dulce es el factor que está relacionado con este parámetro. Esto coincide con los reportado por Fleming et al, (2001) en Australia, en donde la abundancia de los perros ferales está influenciada por la provisión permanente de agua.

Interacción entre perros ferales y pecaríes enanos

El análisis de co-ocurrencia entre pecaríes enanos y perros ferales sugiere que existe una evasión por parte de los pecaríes enanos hacia los perros. Esto se debe a que en Isla Cozumel los perros ferales consumen fauna nativa en los sitios alejados de los asentamientos humanos y el componente principal en su dieta es el pecarí enano (Bautista, 2006). Los perros presentes en la vegetación nativa de la isla son ferales, es decir que viven parcial o totalmente independientes de los cuidados de los seres humanos y adquieren comportamientos de animales silvestres (Bekoff y Daniels, 1989). Entre estos, desarrollan la capacidad de cazar en manada y de esta manera aumentar el éxito de capturar presas (Silva-Rodríguez et al., 2010). Adicionalmente, adquieren comportamientos agresivos que tienen como consecuencia que la fauna nativa se aleje de los sitios en donde hay disponibilidad de recursos (Aliaga-Rossel et al. 2012). Esto se pudo observar en Isla Cozumel. En una de las estaciones de fototrampeo ubicada enfrente de un cenote se registró de manera casi permanente la presencia de perros ferales, y no se reportó al pecarí enano ni a ninguna otra especie nativa.

Control de la población de perros ferales

Debido a que los perros ferales son una amenaza para la población de pecaríes enanos, se recomienda tomar una serie de medidas que permitan controlar e idealmente erradicar su población en la isla. Ya que la población de perros ferales puede aumentar constantemente debido al flujo de individuos que son abandonados o poco controlados tanto en las zonas rurales como urbanas, se sugiere implementar programas de sensibilización y educación ambiental para los habitantes de la isla. Para fomentar la tenencia responsable de las mascotas es necesario realizar esterilizaciones a los perros. Asimismo, es importante darle seguimiento

a los esquemas de vacunación de las mascotas para evitar el contagio de enfermedades a las especies nativas. Finalmente, se sugiere controlar y restringir el libre desplazamiento de los animales, especialmente en zonas con presencia de fauna nativa. Con el fin de que estos programas tengan resultados a largo plazo es necesario implementarlos masivamente, y contar con la presencia de niños, jóvenes y adultos.

Sumado a esto, es necesario realizar un control reproductivo de los perros, especialmente de los que habitan en las calles. Esto con el fin de detener su crecimiento poblacional. Por último, se sugiere la erradicación de los perros ferales a partir de la aplicación de la eutanasia.

Literatura citada

Anderson, C., Ricardo, R., Torres-Mura, J., McGehee, S., Sherriffs, M., Schuttler, E. y Rosemond, A. (2006). Exotic vertebrate fauna in the remote and pristine sub-Antarctic Cape Horn Archipelago, Chile. *Biodiversity and Conservation*, 15(10): 3295–3313.

Barnett, B. y Rudd, R. (1983). Feral dogs of the Galapagos Islands: Impact and Control. *International Journal for the Study of Animal Problems*, 4(1): 44–58.

Bautista, S.M. (2006). Distribución, abundancia y dieta de perros y gatos ferales en la Isla Cozumel. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología. Xalapa. Veracruz.

Bekoff, M. y Daniels, T.J. (1989) Spatial and temporal resource use by feral and abandoned dogs. *Ethology* 81: 300-312

Courchamp, F., Chapuis, J. y Pascal, M. (2003). Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews*, 78(3): 347–383.

Cuarón, A. (2009). Cozumel . In Gillespie, R y Clague, D (eds). *Encyclopedia of islands*. Berkeley, California: University of California Press.

Daniels, T. y Bekoff, M. (2011). Population and social biology of free-ranging dogs, *Canis familiaris*. *Journal of Mammalogy*, 65(4): 539–548.

Deem, S., Dipl, A. y Spelman, L. (2000). Canine Distemper in Terrestrial Carnivores: a Review. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 31(4), 441–451.

Fiorello, C., Noss, A. y Deem, S. (2006). Demography, hunting ecology, and pathogen exposure of domestic dogs in the Isoso of Bolivia. *Conservation Biology*, 20(3), 762–771.

Fleming, P., Corbett, L., Harden, R. y Thomson, P. (2001). Managing the impacts of dingoes and other wild dogs. Bureau of Rural Sciences, Canberra.

Hines, J.E. (2006). PRESENCE- Software estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC.

Lesser, H., Azpeitia, J. y Lesser, J. (1978). Geohidrologia de la Isla de Cozumel, Quintana Roo. *Recursos Hidráulicos*, II(1), 32–50.

Mackenzie, D., Nichls, J., Royle, J., Pollock, K., Bailey, L. y Hines, J. (2006). Occupancy estimation and modeling inferring patterns and dynamics of species occurrence. San Diego, California: Elsevier.

Mackenzie, D., Nichols, J., Gideon, L., Droege, S., andrew, J. y Langtimm, C. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*. 83(8): 2248–2255.

Mackenzie, D.I., Bailey, L. y Nichols, J. (2004). Investigating species co-occurrence patterns when species are detected imperfectly. *Journal of Animal Ecology*, 73(3): 546–555.

MacPhee, R. y Flemming, C. (1999). Requiem Eternam: the last five hundred years of mammalian species extinctions. En MacPhee, R. y Sues, H. *Extinctions in near time: causes, contexts, and consequences*. New York: Springer.

McNeely, J.A., H.A. Mooney, L.E. Neville, P. Schei, and J.K. Waage (eds.) (2001). *A Global Strategy on Invasive Alien Species*. IUCN Gland, Switzerland, y Cambridge, UK

Parker, I., Simberloff, D. y Lonsdale, W. (1999). Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions*, 1: 3–19.

Taborsky, M. (1988). Kiwis and dog predation: observations in Waitangi State Forest. *Notornis*, 35:197–202.

Tellez-Valdéz, O., Cabrera, E., Linares, E. y Bye, R. (1989). *Las plantas de Cozumel. Guía botánico-turística de la isla de Cozumel, Quintana Roo. México, D.F: UNAM.*

Thomas, L. Buckland, S., Rexstad, E., Laake, J., Strindberg, S., Hedley, S., Bishop, J., Marques, T. y Burnham, K. (2010). Distance software: Design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47(1):5–14.

Conclusiones generales

Cozumel es la isla con mayor tamaño en el caribe mexicano y con mayor número de taxa endémicos en México. Esto la convierte en un área prioritaria para la conservación de la biodiversidad. Las especies y subespecies endémicas que allí habitan, incluido el pecarí enano (*P.t nanus*), se encuentran sometidas a varias amenazas. La caracterización de la selección de hábitat, la estimación de parámetros poblacionales y el análisis de interacción entre especies nativas y especies introducidas permite identificar amenazas y elementos del paisaje importantes para su conservación.

El análisis de selección de hábitat permitió identificar el uso de los elementos del paisaje por parte de los pecaríes enanos. Se estableció que la disponibilidad de agua dulce, la selva mediana subperennifolia y la selva baja caducifolia son factores importantes para su población. En concordancia, las densidades más altas del pecarí enano se encontraron en zonas en donde se están concentrados la mayor cantidad de cenotes en la selva mediana subperennifolia y la selva baja caducifolia.

A partir de estudios poblacionales se estimó la abundancia del pecarí enano en la vegetación nativa de la isla, la cual es de $3,473 \pm 785$ ind. con una densidad de 7.7 ± 1.7 ind./km². El tamaño promedio de los grupos registrados mediante la observación directa fue de 1.7 ± 0.8 ind., y de 1.3 ± 0.8 ind. registrados con trampas-cámara, siendo más frecuente el avistamiento de un solo individuo en ambos casos.

Debido a la depredación que se da por parte de los perros ferales hacia los pecaríes enanos, se realizó un análisis de ocupación y abundancia de su población. A partir de estos se pudo suponer la existencia de una población establecida dentro de la vegetación nativa. Los perros estuvieron presentes en la selva mediana subperennifolia, selva baja caducifolia, vegetación secundaria y tasistal. La ocupación de los perros ferales en el paisaje fue de $\Psi=0.35$, la abundancia poblacional estimada fue de 288 ± 114 ind. y la densidad de 1.47 ± 0.6 ind/km². El factor que estuvo relacionado con la ocupación de esta especie en el paisaje fue la disponibilidad de agua dulce. Asimismo, al evaluar la co-ocurrencia entre pecaríes

enanos y perros ferales, el factor de interacción de especies sugiere que existe una evasión por parte de los pecaríes hacia los perros. Se concluye que los perros ferales son una amenaza para la población de pecaríes enanos.

Finalmente, se plantean algunas recomendaciones con el fin de garantizar la prevalencia de la población del pecarí enano en Cozumel. Se sugiere tomar medidas de regulación en el abastecimiento de agua dulce en la isla con el fin de que el consumo de este recurso por parte de los humanos no sobrepase el límite del acuífero y deteriore así su calidad. En este sentido, es necesario replantear los objetivos y las estrategias de atracción turística los cuales deben enmarcarse dentro de las dinámicas ecológicas y la capacidad de carga de la isla. Es importante una regulación en la visita a los cenotes, especialmente durante la temporada seca, cuando estos son la única fuente de agua disponible para la fauna silvestre. Asimismo, es necesario controlar basureros clandestinos que existen en la isla, ya que por las características del suelo es muy factible que los lixiviados generados por los residuos puedan filtrarse a través de las rocas y contaminar el acuífero.

Adicionalmente, se sugiere realizar una erradicación los perros ferales, así como esterilización de los perros que están en la zona urbanas. Estas acciones deben ir acompañadas por campañas de sensibilización y educación ambiental, con el fin de evitar el flujo de estos perros a la población de perros ferales. Sumado a controles estrictos por parte de las autoridades ambientales de la entrada de fauna exótica a la isla.

Literatura citada

- Anderson, C., Ricardo, R., Torres-Mura, J., McGehee, S., Sherriffs, M., Schuttler, E. y Rosemond, A. 2006. Exotic vertebrate fauna in the remote and pristine sub-Antarctic Cape Horn Archipelago, Chile. *Biodiversity and Conservation*, 15(10): 3295–3313.
- Arthur, S., Manly, B., McDonald, L. Garner, G., 1996. Assessing habitat selection when availability changes. *Ecology*, 77:215-227.
- Barnett, B. y Rudd, R. 1983. Feral Dogs of the Galapágos Islands: Impact and Control. *International Journal for the Study of Animal Problems*, 4(1): 44–58.
- Bautista S., 2006. Distribución, abundancia y dieta de perros y gatos ferales en la Isla Cozumel. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología. Xalapa, Veracruz.
- Beck, H., 2005. Seed predation and dispersal by peccaries throughout the Neotropics and its consequences: a review and synthesis. In: Forget, J.E. Lambert, P.E. Hulme y S.B. Vander Wall. eds. 2005. *Seed fate: Predation, dispersal and seedling establishment*. Cambridge: University Press
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P. y Laake, J.L. 1993. *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Londres: Chapman & Hall.
- Cabrera, M.F., Montiel, S., 2007. Diagnóstico preliminar de los recursos silvestres usados por los Mayas de dos comunidades costeras de Campeche, México. *Universidad y Ciencia* 23(2): 127-139.
- Chapuis, J. 1995. Alien mammals in the French Subantarctic Islands. In *Progress in Conservation of the Subantarctic Islands*, vol. 2. IUCN – The World Conservation Union – Conservation of the Southern Polar Region.
- Cuarón, A.,D., Valenzuela-Galván, D., García-Vasco, D., Copa, M., Bautista, S., Mena, H., Martínez-Godínez, D., González-Baca C., Bojórquez-Tapia L.,

- Barraza, L., 2009. Conservation of the endemic dwarf carnivores of Cozumel Island, Mexico. *Carnivore conservation*. 41:15–21.
- Douglas, J. 1997. Conservation reserves in heterogeneous landscapes. In *Principles of conservation biology*. Massachusetts: Sinauer, Sunderland.
- Fiorello, C., Noss, A. y Deem, S. 2006. Demography, hunting ecology, and pathogen exposure of domestic dogs in the Isozo of Bolivia. *Conservation Biology*, 20(3): 762–771.
- García-Marmolejo, G., Chapa-vargas, L., 2015. Landscape composition influences abundance patterns and habitat use of three ungulate species in fragmented secondary deciduous tropical forests, Mexico. *Global ecology and conservation*, 3:744–755.
- Hall, L., S., Krausman, P., Morrison M., 1997. The habitat concept and plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin*. 25:173 -182.
- Johnson, D. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61:65–71.
- Jones, C.G., Gutiérrez, J., 2007. On the purpose, meaning, and usage of the physical ecosystem engineering concept. In: Cuddington, J.E., Byers, W.G., Wilson, A. (eds.). *Ecosystem engineers: plants to protists*. Burlington, EUA: Academic Press.
- MacKenzie, D. I., Bailey, L. L. y Nichols, J., 2004. Investigating patterns of species co-occurrence when species are detected imperfectly. *Journal of Animal Ecology*, 73: 546–555.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K., Bailey, L., Hines. J., 2006. *Occupancy estimation and modeling*. London: Elsevier.
- MacPhee, R. y Flemming, C. 1999. Requiem Eternam: the last five hundred years of mammalian species extinctions. En MacPhee, R. y Sues, H. *Extinctions in near time: causes, contexts, and consequences*. New York: Springer.

- Mandujano, S. y Gallina, S. 1995. Disponibilidad de agua para el venado cola blanca en un bosque tropical caducifolio de México. *Vida Silvestre Neotropical*, 4:107-118.
- Martínez-Morales, M.,A., 1999. Conservation Status and Habitat Preferences of the Cozumel Curassow. *Condor* .101:14–20.
- McFadden, K. 2004. The ecology, evolution and natural history of the endangered carnivores of Cozumel Island, Mexico.
- Moilanen, A. y Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics: effects of habitat quality and landscape structure. *Ecology*, 79:2503-2515.
- Morrison, M., Marcot, Y. y Mannan, W. 2006. *Wildlife-habitat relationships concepts and applications*. Washington, D.C.: Island Press.
- Ojasti, J. y Dallmeier, F. 2000. *Manejo de fauna silvestre neotropical*. Washington, D.C: Smithsonian Institution.
- Rautenstrauch, K. y Krausmann, P. 1989. Influence of water availability on rainfall and movements of desert mule deer. *Journal of Mammalogy*. 70:197-201.
- Reyna-Hurtado, R., Chapman, C., Calme, S., Pedersen, E. 2012. Searching in heterogeneous and limiting environments: foraging strategies of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*). *Journal of Mammalogy*, 93:124–133.
- Reyna-Hurtado, R., Rojas-Flores, E., Tanner, G., 2009. Home range and habitat preferences of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) in Calakmul Campeche, Mexico. *Journal of Mammalogy*, 90:1199–1209.
- Reyna-Hurtado, R., Tanner, G., 2005. Habitat preferences of ungulates in hunted and nonhunted areas in the Calakmul Forest, Campeche, Mexico. *Biotropica*, 37:676–685.
- Schooley, R. 1994. Annual variation in habitat selection: patterns concealed by pooled data. *Journal of Wildlife Management*, 58:367-374.

Smith, A. y Quin, D. 1996. Patterns and causes of extinction and decline in Australian conilurine rodents. *Biological Conservation*, 77(2-3) 243–267.

Sowls, L. 1997. *Javelinas and the Other Peccaries: Their Biology, Management and Use Texas, USA*: Texas A and M University Press, College Station.