



**CENTRO DE INVESTIGACIÓN  
EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN**

**“ÁREAS DE ACTIVIDAD, PATRONES DE ACTIVIDAD Y ESTIMACIÓN  
POBLACIONAL DEL MAPACHE PIGMEO EN COZUMEL, QUINTANA  
ROO”**

**TESIS**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:  
MAESTRO EN BIOLOGÍA INTEGRATIVA DE LA  
BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN**

**PRESENTA**

**SOFÍA ANA LUCRECIA LARA GODÍNEZ**

**DIRECTOR**

**DR. DAVID VALENZUELA GALVÁN**

**CUERNAVACA, MORELOS**

**AGOSTO, 2018**

## **AGRADECIMIENTOS**

Esta tesis es el resultado de situaciones, lugares, sentimientos, animales y personas, sin las cuales no hubiera sido posible nada de esto. Gracias.

Gracias al consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo con la beca de Maestría.

Agradezco al Dr. David Valenzuela Galván, mi asesor; por los comentarios, confianza, sugerencias, conocimientos y por el apoyo que siempre mostró. Por las charlas amenas y compañía en Cozumel, porque moría de ansiedad. Gracias por permitirme ser parte del equipo de trabajo y especialmente del equipo Cozumeleño.

A los miembros de mi comité tutorial; a la Dra. Marcela Osorio Beristain por su disposición para revisar este trabajo y darme excelentes clases. Al Dr. Alfredo Cuarón Orozco por sus revisiones, sugerencias y por transmitirme su entusiasmo. De igual forma, agradezco al comité revisor, al Dr. Alejandro Collantes Chávez-Costa y a la Dra. Elizabeth Arellano, gracias por cada una de sus revisiones y sugerencias.

Agradezco al equipo de investigadores de Cozumel, por el apoyo y facilitarme mi estancia. Especialmente al Dr. Miguel Ángel Martínez Morales y al Dr. Luis Bernardo Vázquez Hernández, pues su ayuda fue fundamental para el proyecto.

Al personal del Área de Protección de Flora y Fauna “La porción norte y la franja costera oriental, terrestres y marinas de Cozumel”, especialmente al M.C. Christopher González Baca por las facilidades que me brindo, por las bromas y el apoyo durante mi estadía en Cozumel.

Al ayuntamiento de Cozumel, principalmente al personal del Departamento de Ecología; a la Lic. Elsa Mercedes Arcilla Torres, Sub-Directora de Ecología. De manera especial, al Lic. Juan Carlos Uh-Moo por sus sugerencias, charlas amenas, amistad y apoyo. Gracias por contagiarme de la pasión por la naturaleza.

Agradezco al Arq. Francisco Javier Aguirre Cruz, Gerente de la Comisión de Agua Potable y Alcantarillado de Cozumel, por darme acceso a las instalaciones. Y de la misma forma, al Sr. Gerardo Tellez y Sr. Benito Barrera, por las facilidades que me brindaron para revisar las trampas.

Al Sr. Benny Campos, Gerente de Cozumel Country Club, por permitir el acceso al Club y el préstamo de los carros de golf, gracias por el apoyo. De manera especial, agradezco al Sr. Juan Lorenzo “Olan” por su interés por la fauna, las charlas y el apoyo que siempre mostró.

Al personal de México Adventures Guides por la facilidad de entrar a sus instalaciones, el préstamo de las torres y de su equipo. Gracias a Ramón Bernal por hacerla como Gestor, por el interés en el proyecto y las charlas en las sesiones largas.

Al Dr. Alejandro Collantes Chávez-Costa por su apoyo antes, durante y después de mi estadía en Cozumel.

Agradezco al Biól. David Macías por su ayuda en campo, por luchar con el vochito, por las pláticas y bromas. Gracias al Biól. Noel y al Lic. Juan Carlos por su amistad, estoy encantada por la pasión que irradian por su trabajo, son modelos de personas.

A la M.C. Paola Martínez Duque, por su apoyo en campo, por las clases exprés de extracción de sangre y por su amistad. A la Biól. Carolina Vázquez por las risas, sustos y ayuda en campo. Gracias por aceptar el voluntariado.

Gracias a todos mis amigos; César, Efra, Abi, Luis y Paty que sentí su cariño y buenas vibras hasta Cozumel. A mis amigos de la maestría; Gabo, Robert, Ceci, Iris, Ilse, Jess, Emery, Dare y Mary, que son ejemplos de constancia y de todos he aprendido cosas nuevas. A Danelly y Juan Carlos, por ayudarme a resolver problemas en campo, gracias por contagiarme de la pasión por la Biología. Gracias al Biól. Noé Hernández por su cariño, sugerencias y apoyo incondicional, eres mi ejemplo de constancia y dedicación. Estoy eternamente agradecida con todos.

Gracias a la más increíble amiga, Irma Galván, por apoyarme siempre, por tu encantadora visita y ayuda en campo. Espero volver a compartir contigo otra noche estrellada en un manglar. Al Biól. Xavier Villar, por sufrir y aún así ayudarme en campo, por tus consejos, discusiones y los buenos ratos en Cozumel. Gracias por tu apoyo.

A mi familia; tíos, primos y sobrinos por apoyarme en todo momento, son la familia más bonita. A mis papás por sus llamadas diarias para no sentirme tan lejos, el apoyo, por su visita y ayuda en campo. Ambos son mi ejemplo de lucha y ganas de salir adelante. Gracias a mis hermanas por su alegría, consejos, charlas lelas y su amor inmenso. Gracias por entender lo que hago y echarme porras en todo, los amo.



## CONTENIDO

INTRODUCCIÓN GENERAL .....	8
Literatura citada.....	12
<b>CAPÍTULO I- ESTIMACIÓN POBLACIONAL DEL MAPACHE PIGMEO.....</b>	<b>16</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>17</b>
<b>Especie de estudio .....</b>	<b>19</b>
<b>2. JUSTIFICACIÓN .....</b>	<b>22</b>
<b>3. HIPÓTESIS Y PREDICCIONES .....</b>	<b>22</b>
<b>4. OBJETIVO GENERAL.....</b>	<b>23</b>
<b>4.1 OBJETIVOS PARTICULARES.....</b>	<b>23</b>
<b>5. MÉTODOS .....</b>	<b>23</b>
<b>5.1 ÁREA DE ESTUDIO .....</b>	<b>23</b>
<b>5.2 CAPTURA Y MARCAJE DE INDIVIDUOS .....</b>	<b>24</b>
<b>5.3 OBTENCIÓN DE DATOS .....</b>	<b>27</b>
<b>5.4 ASPECTOS POBLACIONALES .....</b>	<b>27</b>
<b>5.5 TAMAÑO POBLACIONAL Y DENSIDAD.....</b>	<b>27</b>
<b>5.6 COMPARACIÓN DE DATOS ACTUALES CON LOS DATOS HISTÓRICOS.....</b>	<b>28</b>
<b>6. RESULTADOS.....</b>	<b>29</b>
<b>7. DISCUSIÓN.....</b>	<b>37</b>
<b>8. CONCLUSIONES .....</b>	<b>42</b>
Literatura citada.....	44
<b>CAPÍTULO II- ÁREAS DE ACTIVIDAD DEL MAPACHE PIGMEO EN COZUMEL, QUINTANA ROO .....</b>	<b>50</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>51</b>
<b>2. JUSTIFICACION .....</b>	<b>54</b>
<b>3. OBJETIVO GENERAL.....</b>	<b>55</b>
<b>3.1 OBJETIVOS PARTICULARES.....</b>	<b>55</b>
<b>4. HIPÓTESIS Y PREDICCIONES .....</b>	<b>55</b>
<b>5. MÉTODOS .....</b>	<b>55</b>
<b>5.1 ÁREA DE ESTUDIO .....</b>	<b>55</b>
<b>5.2 OBTENCIÓN DE DATOS .....</b>	<b>56</b>

5.3	RADIOTELEMETRÍA.....	56
5.3.1	ÁREAS DE ACTIVIDAD .....	57
5.4	ANÁLISIS DE DATOS .....	58
6.	RESULTADOS.....	59
	Polígono Convexo Mínimo .....	60
	Método Fijo de Kernel.....	66
7.	DISCUSIÓN.....	72
8.	CONCLUSIONES .....	77
	Literatura citada.....	79
<b>CAPÍTULO III- PATRONES DE ACTIVIDAD DEL MAPACHE PIGMEO EN COZUMEL, QUINTANA ROO .....</b>		<b>85</b>
1.	INTRODUCCIÓN .....	86
2.	JUSIFICACIÓN .....	89
3.	OBJETIVO GENERAL.....	89
3.1	OBJETIVOS PARTICULARES.....	89
4.	HIPÓTESIS Y PREDICCIONES .....	90
5.	MÉTODOS .....	90
5.1	ÁREA DE ESTUDIO .....	90
5.2	OBTENCIÓN DE DATOS .....	90
5.3	PATRONES DE ACTIVIDAD.....	90
5.3.1	PATRÓN DE ACTIVIDAD A PARTIR DE DATOS DE RADIOTELEMETRÍA.....	91
5.3.2	PATRONES DE ACTIVIDAD A PARTIR DE DATOS DE FOTO-TRAMPEOS .....	92
5.4	ANÁLISIS DE DATOS .....	92
6.	RESULTADOS.....	94
6.1	PATRONES DE ACTIVIDAD A PARTIR DE DATOS DE RADIOTELEMETRÍA .....	94
6.2	PATRONES DE ACTIVIDAD A PARTIR DE DATOS DE FOTO-TRAMPEO .....	96
7.	DISCUSIÓN.....	99
8.	CONCLUSIONES .....	102
	Literatura citada.....	103
<b>DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN GENERAL .....</b>		<b>109</b>
	Literatura citada.....	113

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de Cozumel, Quintana Roo. Vegetación y sitios de muestreo. ....	24
Figura 2. Sitios de muestreo y disposición de las trampas Tomahawk. ....	25
Figura 3. Toma de medidas morfométricas (izquierda) y colocación de radiocollar (derecha) a un individuo de mapache pigmeo en la zona de transición. ....	26
Figura 4. Proporción de individuos de acuerdo a la edad durante los 3 muestreos en la zona noroeste de la isla Cozumel. ....	36
Figura 5. Torre de México Adventures para recreación (izquierda) y torre de CONANP (derecha). 57	
Figura 6. Áreas de actividad (PCM 95%) de individuos <i>P. pygmaeus</i> radioequipados en la zona de transición y en la zona de manglar. Las AA de hembras representadas con líneas rojas y machos con líneas negras. ....	61
Figura 7. Áreas núcleo (PCM 50%) de individuos radioequipados en la zona de transición y zona de manglar en el noroeste de la Isla Cozumel. Las AA de hembras representadas con líneas rojas y para los machos con líneas negras. ....	62
Figura 8. Diferencias de tamaño en las áreas de actividad entre hembras y machos de individuos <i>P. pygmaeus</i> , mediante el método del PCM al 95%. ....	65
Figura 9. Diferencias de tamaño en el área núcleo entre sexos de <i>P. pygmaeus</i> con PCM al 50%. ....	65
Figura 10. Diferencias entre las áreas de actividad promedio de <i>P. pygmaeus</i> con el PCM y MFK (95%). ....	66
Figura 11. Áreas de actividad de individuos radioequipados en la zona de transición y en la zona de manglar con el MFK (95%). Líneas rojas representan AA de hembras y líneas negras AA de machos. ....	68
Figura 12. Áreas núcleo con el MFK (50%) de individuos radioequipados en la zona de transición y zona de manglar. ....	69
Figura 13. Diferencias de tamaño en las áreas de actividad entre hembras y machos de individuos <i>P. pygmaeus</i> , mediante el MFK al 95%. ....	71
Figura 14. Diferencias de tamaño en las áreas de actividad entre hembras y machos de individuos <i>P. pygmaeus</i> , mediante el MFK al 50 %. ....	71
Figura 15. Proporción de radiolocalizaciones consideradas activas por intervalos de una hora del mapache pigmeo. ....	94
Figura 16. Proporción de radiolocalizaciones consideradas activas por sitios de muestreo. ....	95
Figura 17. Proporción de radiolocalizaciones consideradas activas para hembras y machos. ....	96
Figura 18. Porcentaje de actividad de <i>P. pygmaeus</i> con registros obtenidos por foto-trampeo. ....	97
Figura 19. Registros de mapache pigmeo durante el foto-trampeo en la zona de transición. ....	97
Figura 20. Comparación de registros activos con las técnicas de radiotelemetría y foto-trampeo. .	98

## LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Estimadores obtenidos con el programa MARK para <i>P. pygmaeus</i> . N=tamaño poblacional, ES= error estándar, IC=intervalos de confianza y PC=probabilidad de captura. ....	30
Cuadro 2. Comparación del tamaño poblacional y la densidad de <i>P. pygmaeus</i> a través del tiempo. Donde N= estimado de tamaño poblacional; IC= intervalo de confianza al 95%; Pc= probabilidad de captura y AET= área efectiva de trampeo.....	30
Cuadro 3. Análisis de densidad con la distancia de buffer de años anteriores. *Copa-Álvaro utilizo como buffer la distancia máxima registrada (aproximadamente 430 m). **McFadden <i>et al.</i> utilizaron como buffer la mitad del radio del AA promedio (65 ha) calculada por García-Vasco (2005; aproximadamente 455 m). ....	31
Cuadro 4. Valores de tamaño poblacional generados con el programa MARK y datos de densidad inferidos a partir de esos datos. Donde N= estimado de tamaño poblacional; IC= intervalo de confianza al 95%; Pc= probabilidad de captura y AET= área efectiva de trampeo.....	32
Cuadro 5. Valores de tamaño poblacional y densidad generados con el programa Density. ....	32
Cuadro 6. Superficie de cobertura vegetal donde se registra la presencia del mapache pigmeo. ..	33
Cuadro 7. Estimación total de individuos de mapache pigmeo de acuerdo a los valores promedio de densidad y el hábitat. ....	34
Cuadro 8. Valores promedio de medidas de condición corporal de individuos adultos de mapache pigmeo en dos sitios al Noroeste de la Isla. *Medida de longitud total y peso de la única hembra adulta en la zona de manglar. ....	34
Cuadro 9. Promedios de medidas morfométricas estándar de individuos adultos de <i>Procyon pygmaeus</i> (medidas: Csup=Colmillo superior, Cinf=colmillo inferior, LP=longitud de pata izquierda, LO=longitud de oreja izquierda). Medidas en milímetros y gramos.....	35
Cuadro 10. Características generales de los individuos de <i>P. pygmaeus</i> radioequipados. ....	59
Cuadro 11. Tamaño de las áreas de actividad y áreas núcleo con el método del PCM de mapaches pigmeos radioequipados. ....	60
Cuadro 12. Porcentaje de traslape espacial entre las áreas de actividad de individuos en la ZT. ..	63
Cuadro 13. Porcentaje de traslape espacial entra las áreas de actividad de individuos en la ZM...	63
Cuadro 14. Promedios de áreas de actividad (95 %) y áreas núcleo (50 %) mediante el MFK.....	67
Cuadro 15. Porcentaje de traslape en la distribución espacial de los individuos en la zona de transición MFK.....	70
Cuadro 16. Porcentaje de traslape espacial en individuos de la zona de manglar con el MFK. ....	70

## INTRODUCCIÓN GENERAL

Los impactos de las actividades humanas son la principal causa de las extinciones, y actualmente éstas ocurren a un ritmo cuatro veces más rápido al existente antes del desarrollo industrial (Dunn *et al.* 2009). Disponer de información adecuada sobre la ecología de las especies (por ejemplo datos sobre el tamaño de sus áreas de actividad, sobre sus patrones de actividad, así como información sobre sus poblaciones o sobre la intensidad de la competencia inter e intraespecífica), ofrece una gran ayuda para diseñar e instrumentar acciones o estrategias de conservación efectivas, dirigidas a las especies más amenazadas como pueden ser las especies insulares (Frankham, 1998; Herrera, 1999; Hart *et al.* 2015).

Los sistemas insulares son de gran importancia para la biodiversidad global por su riqueza de especies endémicas y porque son áreas críticas para la reproducción de varias especies marinas (Traveset, 1999; Donlan *et al.* 2000). Aunque las islas solo constituyen el 5.3% de la superficie terrestre, la densidad de especies es mayor en islas que en continentes (Tershy *et al.* 2015). Sin embargo, este tipo de ecosistemas se han visto más afectados por las alteraciones a las que han sido sometidos, bajo presiones antropogénicas o naturales (por ejemplo, huracanes).

Los datos indican que el 61% de las especies catalogadas como extintas por la IUCN se limitan a islas, siendo mayor la tasa de extinción en las islas que en los continentes (Tershy *et al.* 2015). Tan solo el 75% de las extinciones de mamíferos a nivel mundial durante los últimos 500 años han sucedido en ambientes insulares (McPhee y Flemming 1999). Actualmente, el 37% de las especies insulares se considera en peligro; la cifra correspondiente para el resto del mundo es 11% (INSULA, 2004; Jones *et al.* 2016). Como se ve, las especies insulares corren un mayor riesgo que las continentales, por ser más vulnerables a las alteraciones (Tershy *et al.* 2015; Holmes *et al.* 2016). De las cuatro causas principales de extinción, la introducción de especies a los ecosistemas insulares



es la que causa mayor pérdida de biodiversidad y extinción de especies nativas (Tershy *et al.* 2015), ya que estas especies cambian los ecosistemas enteros (Witterberg y Cock, 2001; Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010).

En general, el impacto de las especies invasoras en los ecosistemas es muy alto (Holmes *et al.* 2016; Jones *et al.* 2016). Éstas ocasionan un desequilibrio en los ecosistemas al alterar los ciclos biogeoquímicos, actúan como depredadores de las especies nativas, compiten contra ellas o las parasitan, disminuyendo su supervivencia y por lo tanto cambian la estructura de los niveles tróficos (Aguirre-Muñoz y Mendoza-Alfaro 2009). Además el impacto de las especies invasoras va más allá del daño a la biodiversidad, también causan pérdidas económicas y sanitarias (Fernández-Palacios y Morici, 2004; Tershy *et al.* 2015). En particular los ecosistemas insulares son vulnerables a éstas, ya que en general carecen de depredadores nativos que regulen la invasión de otras poblaciones. Sumado a que la historia de vida de las especies insulares es pobre en depredación y defensas contra esta interacción (Köhler y Moyà-Solà, 2009), lo que las hace particularmente vulnerables a las invasiones (Donlan *et al.* 2000; Nogales *et al.* 2013; Medina *et al.* 2011).

Por otra parte, otro factor potencial de riesgo para las biotas insulares puede ser la depresión endogámica por la reducción de sus poblaciones. La endogamia reduce la variabilidad genética dentro de las poblaciones, disminuyendo la heterocigocidad y como consecuencia hay una reducción en la capacidad de adaptación de los animales silvestres al medio ambiente y en su supervivencia (Ralls *et al.* 2013). Es claro que existe una correlación entre la variabilidad genética y el tamaño de las poblaciones (Frankham, 1996). En este contexto, las especies insulares frecuentemente con poblaciones pequeñas, pueden ser más afectadas por depresión endogámica cuando la pérdida y fragmentación de sus hábitats, disminuye aún más el número de individuos de sus poblaciones. A lo que hay que sumar el impacto potencial de las especies invasoras que pueden también reducir el tamaño poblacional y,

consecuentemente, aumentar el riesgo de que ocurra endogamia (Frankham, 1998). Entre los mamíferos, el orden Carnívora es uno de los más amenazados por la destrucción y modificación de sus hábitats, principalmente por causas antropogénicas (Ramos, 2015). Los carnívoros nativos suelen ser raros en las islas debido a su baja capacidad de dispersión sobre el mar (Nogales *et al.* 2013). Por lo tanto, las alteraciones de los hábitats naturales en islas, pueden colocar a las poblaciones de carnívoros insulares en mayor riesgo en comparación con otros gremios de mamíferos, ya que es un grupo que presenta pequeños tamaños poblacionales y bajas tasas reproductivas (McFadden *et al.* 2010).

En México existen cerca de 1,200 islas, que fungen como centros de endemismo, mismas que contienen áreas críticas para la reproducción de varias especies como aves, tortugas marinas, vertebrados terrestres y plantas endémicas (López *et al.* 1996; Sánchez *et al.* 2000). Entre las islas mexicanas, Cozumel es la segunda más poblada y la tercera más grande del país (Santander y Ramos-Díaz, 2011), la que tiene el mayor número de taxa endémicos y la máxima riqueza total de especies. En la Isla Cozumel, hay dos especies de prociónidos endémicos: el mapache pigmeo *Procyon pygmaeus* y el tejón enano *Nasua nelsoni*, que se encuentran entre los carnívoros más amenazados del planeta (Cuarón *et al.* 2009).

A pesar de su estatus, la información que se tiene de estas especies es aún insuficiente y relativamente reciente. Se sabe que *Procyon pygmaeus* es la especie más pequeña del género, con una coloración más clara y con dientes más pequeños que aquellos de otras especies de *Procyon* (Cuarón *et al.* 2004; de Villa-Meza *et al.* 2011). En términos de su envergadura, es cerca del 45% menos pesado que su congénere continental *P. lotor*, 18% más pequeño en su longitud total y 28-37% en la longitud de su cola (García-Vasco 2005, De Villa-Meza *et al.* 2011). Por el tamaño del cuerpo y caracteres craneales, además de la evidencia arrojada por el análisis de su ADN mitocondrial, se ha considerado que *P. pygmaeus* es legítimamente una especie diferente a *P. lotor* (Merriam, 1901,

McFadden 2004, García-Vasco 2005, McFadden *et al.* 2008, Flores-Manzanero 2014).

Por otra parte, se han hecho algunos estudios sobre su ecología que arrojaron estimaciones preliminares de sus áreas de actividad (Cuarón *et al.* 2009) y pocos datos sobre sus patrones de actividad (De Villa Meza *et al.* 2011). Con relación a los aspectos demográficos, se ha estimado un tamaño poblacional de aproximadamente 300 a 1,000 individuos en la isla (McFadden 2004, García-Vasco 2005, Copa-Alvaro 2007, De Villa-Meza *et al.* 2011); por ello, está catalogada como especie en peligro de extinción en la NOM-059 (SEMARNAT 2010), en este mismo orden de ideas, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés) lo cataloga como una especie en peligro crítico de extinción (Critically Endangered; Cuarón *et al.* 2008, 2016). Aunado a lo anterior, en 2014, se realizó un primer análisis de viabilidad poblacional (Martínez-Morales *et al.* 2014), estudio que indicó que la población de este prociénido se estabilizaría en alrededor de los 800 individuos, tamaño poblacional relativamente pequeño que determina una alta vulnerabilidad a eventos estocásticos y por tanto un alto riesgo de extinción.

Por lo anterior, con este trabajo se buscó generar información sobre algunos aspectos de la ecología del mapache pigmeo, aún poco explorados o que requieren actualizarse. Así, en el primer capítulo de la tesis, se aporta información sobre la estimación del tamaño poblacional y la densidad de la especie, actualizando con ello la información que se generó hace una década. El segundo capítulo presenta información sobre el tamaño de las áreas de actividad y, en el tercer capítulo se determinan los patrones de actividad y se aportan datos de la magnitud del desplazamiento diario de los individuos de esta especie en diferentes sitios de Cozumel. Finalmente, se discuten los resultados en el contexto de sus implicaciones para la conservación de la especie y se presentan conclusiones generales derivadas de la información que con este trabajo se ha generado.

## Literatura citada

- Aguirre-Muñoz, A., Mendoza-Alfaro, R. 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía. En *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 277-318.
- Copa-Álvaro, M.E. 2007. Efectos de los huracanes Emily y Wilma en los mamíferos medianos de Cozumel. Tesis de Maestría en Ciencias. Biología ambiental, Instituto de Ecología. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Cuarón, A.D., Martínez-Morales M.A., McFadden, K.W., Valenzuela-Galván, D. y Gompper, M.E. 2004. The status of dwarf carnivores on Cozumel Island, México. *Biodiversity Conservation*, 13:317-331.
- Cuarón, A.D., D. Valenzuela-Galván, D. García-Vasco, M.E. Copa, S. Bautista, H. Mena, D. Martínez-Godínez, C. González-Baca, L.A. Bojorquez-Tapia, L. Barraza, P. C.deGrammont, F. Galindo-Maldonado, M.A. Martínez-Morales, E. Vázquez-Domínguez, E. Andreassen, J. Benítez-Malvido, D. Pérez-Salicrup, K. W. McFadden y M.E. Gompper. 2009. Conservation of the endemic dwarf carnivores of Cozumel Island, Mexico. *Small Carnivore Conservation*, 41: 15-21.
- Cuarón, A. D., de Grammont, P. C., Vázquez-Domínguez, E., Valenzuela-Galván, D., García-Vasco, D., Reid, F. & Helgen, K. 2008. *Procyon pygmaeus*. In 2008 *IUCN Red List of Threatened Species*. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on 19 November 2008
- Cuarón, A.D., de Grammont, P.C. & McFadden, K. 2016. *Procyon pygmaeus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T18267A45201913. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T18267A45201913.en>. Downloaded on 13 November 2017.
- De Villa-Meza, A., Ávila-Flores R., Cuarón A. D. y Valenzuela-Galván D. 2011. *Procyon pygmaeus* (Carnivora: Procyonidae). *Mammalian Species*, 43(877) 87-93.
- Donlan, C. J., Tershy, B. R., Keitt, B. S., Wood, B., Sánchez, J. A., Weinstein, A., Croll, D. A., Hermosillo, M. A. y Aguilar, J. L. 2000. Island Conservation Action in Northwest México.
- Dunn, R. R., Harris, N. C., Colwell, R. K., Koh, L. P. y Sodhi, N. S. 2009. The sixth mass coextinction: are most endangered species parasites and mutualists? *Proceedings of The Royal Society* 276, 3037-3045.

- Fernández-Palacios, J. M. y Morici, C. (eds.) 2004. Ecología Insular / Island Ecology. *Asociación española de ecología terrestre (AEET)-Cabildo Insular de la Palma*. pp. 251-276.
- Flores-Manzanero, A. 2014. Evaluación de la estructura y diversidad genética del mapache (*Procyon pygmaeus*) y coatí (*Nasua nelsoni*) del Caribe mexicano. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología, UNAM.
- Franklam, Richard. 1996. Relationship of Genetic Variation to Population Size in Wildlife. *Conservation Biology*, 10(6): 1500-1508.
- Franklam, Richard. 1998. Inbreeding and Extinction: Islands Populations. *Conservation Biology*, 12 (3) 665-675.
- García-Vasco, R. D. 2005. Distribución, abundancia y aspectos poblacionales del mapache enano (*Procyon pygmaeus*), un carnívoro insular endémico. Tesis de Licenciatura, Facultad de Biología, Universidad Veracruzana, México.
- Hart, k. m., Cherkiss, M. S., Smith, B. J., Mazzotti, F. J., Fujisaki, I., Snow, R. W. y Dorcas, M. E. 2015. Home range, habitat use, and movement patterns of non-native Burmese pythons in Everglades National Park, Florida, USA. *Animal Biotelemetry* 3:8
- Herrera, Emilio A. 1999. El caso del Capibara en Venezuela. *Etología, Revista de la Sociedad Española de Etología*, 7:41-46.
- Holmes N. D., Howald G. R., Wegmann A.S., Donlan C. J., Finkelstein M. y Keitt B. 2016. The potencial for biodiversity offsetting to fund invasive species eradications on islands. *Conservation Biology*, Volume 00, No. 0, 1 – 3
- INSULA, International Journal of Island Affairs. 2004. Island Biodiversity: Sustaining life in vulnerable ecosystems.
- Jones Holly J., Holmes Nick D., Butchart Stuart H. M., Tershy Bernie R., Peter J. Kappesf, IlseCorkery, Alfonso Aguirre-Muñoz, Doug P. Armstrongi, Elsa Bonnaudj, Andrew A. Burbidgek, Karl Campbell, Franck Courchamp, Philip E. Cowan, Richard J. Cuthbert, Steve Ebbert, PieroGenovesi, Gregg R. Howald, Bradford S. Keitt, Stephen W. Kress, Colin M. Miskelly, Steffen Oppel, Sally Poncet, Mark J. Rauzon, Gérard Rocamora, James C. Russell, Araceli Samaniego-Herrera, Philip J. Seddon, Dena R. Spatz, David R. Towns y Donald A. Croll. 2016. Invasive mammal eradication on island results in substancial conservation gains. *Proceedings of the National Academy of Sciences* Vol. 113 No. 15

- Köhler M. y Moyà-Solà S. 2009. Physiological and life history strategies of a fossil large mammal in a resource-limited environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Vol. 106 pg. 20354-20358.
- Lopez, Forment, C. W., Lira, I. E. y Müdspacher, C. 1996. Mamíferos: Su Biodiversidad en las Islas Mexicanas. *AGT editor*
- MacPhee, R.D.E. y C. Flemming. 1999. Requiem y Aeternam. The last five hundred years of mammalian species extinctions. Extinctions in near time. R.D.E. MacPhee (Ed.) *Kluwer Academic y Plenum Publishers*, New York. Pp. 333 – 371
- McFadden, K.W. 2004. The ecology, evolution, and natural history of the endangered carnivores of Cozumel Island, Mexico. *Dissertation*, Columbia University.
- McFadden, K. W., Gompper, M. E., Valenzuela D. G. y Morales J. C. 2008. Evolutionary history of the critically endangered Cozumel dwarf carnivores inferred from mitochondrial DNA analyses. *Journal of Zoology*. 276:176-186.
- McFadden, K.W., D. García-Vasco, A. D. Cuarón, D. Valenzuela-Galván, R.A. Medellín y M.E. Gompper. 2010. Vulnerable island carnivores: the endangered endemic dwarf procyonids from Cozumel Island. *Biodiversity Conservation*, 19:491-502.
- Martínez Morales, M.A., A.D.Cuarón, O. E. Vázquez-Domínguez; D. Valenzuela-Galván; D. Pérez-Salicrup y A. Collantes-Chávez. 2014. Informe Final Proyecto: “Acciones de conservación y monitoreo de cuatro vertebrados endémicos críticamente amenazados de Isla Cozumel”. PROCER 2014 – CONANP.
- Medina Félix M., Bonnaud Elsa, Vidal Erick, TershyBernie R., Zavaleta Erika S., Donlan C. J., Keitt Bradford S., Le Corre M., Horwath Sarah V. y Nogales Manuel. 2011. A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. *Global Change Biology* 17, 3503-3510, doi: 10.1111/j.1365-2486.2011.02464.x
- Merriam C.H. 1901. Six new mammals from Cozumel Island, Yucatan. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 14: 99–104.
- Nogales Manuel, Vidal Erick, Medina Félix M., Bonnaud Elsa, TershyBernie R., Campbell Karl J. y Zavaleta Erika S. 2013. Feral Cats and Biodiversity Conservation: The Urgent Prioritization of Island Management. *Bio Science*, Vol. 63 (10)
- Ralls. K., Frankham R. and Ballou J. D. 2013. Inbreeding and Outbreeding. In: Levin S.A. (ed.) *Encyclopedia of Biodiversity, second edition*, Volume 4, pp. 245-252. Waltham, MA: Academic Press.

- Ramos, M. D. 2015. Diversidad, actividad y uso de hábitat de carnívoros en dos sitios con distinto grado de perturbación en el municipio de Cosoltepec, Oaxaca. Tesis de Maestría en Ciencias. CIIDIR- IPN Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, México.
- Sánchez Pacheco, José Ángel; Tershy, Bernie; Aguilar, José Luis. 2000. Acciones de conservación de las islas de México. *Gaceta Ecológica*, núm. 56, 2000, pp. 41-45 Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Distrito Federal, México.
- Santander Luis Carlos y Ramos Díaz Martin. 2011. El nacimiento de un destino turístico en el Caribe Mexicano. Cozumel, de isla abandonada a puerto de cruceros. *El Periplo Sustentable*, Universidad Autónoma del Estado de México. No. 21
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Diario Oficial de la Federación, jueves 30 de diciembre de 2010.
- Tershy Bernie R., ShenKuo-Wei, Newton Kelly M., Holmes Nick D. y Croll Donald A. 2015. The importance of Islands for the Protection of Biological and Linguistic Diversity. *Bio Science* Vol. 65 No. 6 pp. 599-597
- Traveset Anna. 1999. La importancia de los mutualismos para la conservación de la biodiversidad en ecosistemas insulares. *Revista Chilena de Historia Natural*. 72: 527-538.
- Wittenberg, R.; Cock, M.J.W. 2001. Invasive alien species. How to address one of the greatest threats to biodiversity: A toolkit of best prevention and management practices. *CAB International*, Wallingford, Oxon, UK.

# CAPÍTULO I- ESTIMACIÓN POBLACIONAL DEL MAPACHE PIGMEO





## 1. INTRODUCCIÓN

Los programas de monitoreo a distintas escalas y niveles biológicos son de gran importancia para la evaluación de las acciones de manejo y conservación (Pacheco, 2004). Estos estudios dan información de la ecología de las especies, que es necesaria, entre otras cosas, para hacer un correcto manejo para su conservación (Monroy-Vilchis *et al.* 2011).

Con el fin de ampliar el conocimiento y realizar recomendaciones para la conservación, es necesario ir actualizando paulatinamente estos datos (Yorio *et al.* 2005; Aquino *et al.* 2009; García *et al.* 2013). El monitoreo del tamaño y la estructura de las poblaciones, da a información que ayuda a manejar a las poblaciones y evaluar si los esfuerzos de conservación están cumpliendo con los objetivos (Frankham, 1998; Herrera, 1999; Hart *et al.* 2015). En la mayoría de los casos, el no conocer aspectos sobre la biología de las especies ha impedido la creación de programas de manejo o el manejo inadecuado cuando este existe (García-Vasco, 2005; Monroy-Vilchis *et al.* 2011). Por ello, son vitales estos estudios, ya que resaltan la importancia ecológica de las especies (Canul-Cruz *et al.* 2012). El estudio de aspectos poblacionales (por ejemplo; crecimiento poblacional, condición corporal, densidad y abundancia poblacional), es fundamental para definir medidas que promuevan el manejo adecuado, especialmente de las especies más amenazadas (Ceballos *et al.* 2005). Para éstas, el propósito de hacer este tipo de estudios es incrementar, o al menos mantener estable el tamaño de sus poblaciones (Naranjo, 2000).

En general, la base para los programas de monitoreo y muchas investigaciones ecológicas que buscan obtener la estimación de tamaños poblacionales, se basan en la estimación de la abundancia absoluta o relativa y la densidad (Walker *et al.* 2000). La abundancia es un atributo de la población que varía con el tiempo y en el espacio, y es de gran importancia para los estudios de manejo y conservación de fauna silvestre, porque permite hacer inferencias sobre

variación en el espacio y/o tiempo y evaluar de forma indirecta la calidad de los hábitats (Walker *et al.* 2000; Azuara, 2005; Lira-Torres y Briones-Salas, 2012).

Para el caso de mamíferos chicos y grandes, estimación de la abundancia es difícil y costosa, esto debido a que muchas especies son de hábitos nocturnos, de baja densidad y de conducta sigilosa (Lira-Torres y Briones-Salas, 2012). Por lo anterior es recomendable el cálculo de índices de abundancia relativa, los cuales son el resultado del muestreo de una fracción de la población y se expresan como el número de individuos contados por unidad de muestreo (Briones-Salas *et al.* 2016; Monroy-Vilchis *et al.* 2011). Estos aspectos son fundamentales en la toma de decisiones para el manejo de la fauna silvestre y su hábitat (Naranjo, 2000).

Otros aspectos primordiales a estudiar son la tasa de crecimiento poblacional, proporción de sexos y la condición corporal (el peso es un indicador potencial). Éstos, dan una idea de cómo se están comportando las especies y permite conocer la capacidad de respuesta, así como su probabilidad de supervivencia y el éxito reproductivo (Panebianco *et al.* 2010; Esperón-Rodríguez y Gallo-Reynoso, 2012). De este modo, evaluar la condición corporal de las poblaciones amenazadas puede ser una eficiente herramienta de conservación (Green *et al.* 2010). Por ejemplo, en el monitoreo de carnívoros son importantes estos aspectos, porque generan conocimientos sobre la tendencia a lo largo de un espacio y tiempo determinados (Gallina-Tessaró y López-González, 2011). Para las especies más amenazadas es crítico hacer estos estudios para alcanzar las metas de conservación.

Por lo tanto, en los ecosistemas insulares estos estudios tienen importantes aplicaciones en la conservación (Carvajal Nieto *et al.* 2013); en el caso particular de la isla Cozumel, que se ha visto afectada por presiones antropogénicas (desarrollo turístico y urbano) y naturales (huracanes), es aún más importante. En los últimos 20 años la isla ha sufrido varias transformaciones, aunque los últimos grandes huracanes que afectaron a la isla ocurrieron en el 2005 (Copa-Álvaro, 2007), las presiones por la industria turística es lo que actualmente afecta este

ecosistema. La isla se considera el destino en donde arriban el mayor número de cruceros en el mundo (FCCA, 2017), de tal manera que el sector turístico, principal actividad económica de la isla, ha ido en aumento, afectando la flora y fauna nativa. Para el mapache pigmeo, un prociónido endémico de esta isla que se encuentra críticamente amenazado, estudiar aspectos sobre su demografía, en particular actualizar la información de sus estimaciones poblacionales, es muy importante para facilitar el diseño de estrategias de conservación.

### **Especie de estudio**

El mapache pigmeo es endémico de Isla Cozumel y es la especie más pequeña del género. Su coloración es más clara y sus dientes son más pequeños que los de otras especies de *Procyon* (Cuarón *et al.* 2004). Su pelaje es muy semejante al de su congénere continental, aunque la cola presenta una coloración amarillenta que a veces puede ser más amarillo anaranjado o rojizo, sobre todo en la parte dorsal de la cola de los machos. *Procyon pygmaeus* presenta características que ajustan con lo descrito en la regla insular o regla de Foster (1964), que predice que las especies de carnívoros insulares serán más pequeñas que sus congéneres continentales. En comparación con *P. lotor*, es aproximadamente 45% menos pesado, 18% más pequeño en su longitud total y 28-37% en la longitud de su cola (García-Vasco 2005, De Villa-Meza *et al.* 2011). Por el tamaño del cuerpo y caracteres craneales, así como por los resultados de análisis genéticos, se considera que legítimamente es una especie diferente de *P. lotor* (McFadden 2004, García-Vasco 2005, McFadden *et al.* 2008, Flores-Manzanero 2014).

Su abundancia varía considerablemente entre diferentes porciones de la isla y entre tipos de vegetación. Las subpoblaciones principales se encuentran en las zonas costeras de la isla, mientras que en la parte central de la isla hay pocos individuos (García-Vasco 2005). Por ello se considera que *P. pygmaeus* prefiere zonas de manglares, humedales y zonas arenosas costeras, aunque también se les encuentra con menos frecuencia en sitios dentro de la selva mediana, en áreas

agrícolas y también en la periferia de los asentamientos humanos (Cuarón *et al.*, 2009; McFadden *et al.*, 2010; De Villa Meza *et al.*, 2011).

Las únicas estimaciones poblacionales disponibles para *P. pygmaeus*, hechas hace 10-12 años, arrojan datos que varían entre 300 y 1,000 individuos (McFadden 2004, García-Vasco 2005, Copa-Álvaro 2007, De Villa-Meza *et al.* 2011). Su distribución restringida a Cozumel y las cifras poblacionales disponibles son criterios centrales en su catalogación como especie en "peligro de extinción" en la NOM-059 (SEMARNAT 2010), o como su consideración a nivel internacional, como especie en peligro crítico de extinción (Critically Endangered; Cuarón *et al.* 2008, 2016).

De las principales amenazas para esta especie, está el crecimiento urbano dentro de la isla. En los últimos 40 años, el desarrollo y crecimiento del principal núcleo urbano de la isla, San Miguel de Cozumel, se ha incrementado notablemente (Segrado *et al.* 2008), en buena medida por un aumento muy importante de las actividades turísticas, principal fuente de ingreso de este municipio. Este desarrollo ha generado presiones importantes para transformar los hábitats naturales. Por ejemplo, la construcción y ampliación de carreteras que circunda la isla, el establecimiento de asentamientos irregulares y desde luego, el establecimiento de desarrollos turísticos importantes, sobre todo en la costa oeste de la isla (Cuarón, 2012). La presión turística ejercida por los transeúntes de cruceros que casi diariamente ingresan a Cozumel, está impactando negativamente diferentes zonas de la isla, siendo más afectados los ambientes costeros (Martínez, 2008; Segrado *et al.*, 2008), donde se encuentran las principales subpoblaciones de *P. pygmaeus* (Cuarón *et al.*, 2009; McFadden *et al.*, 2010; De Villa Meza *et al.*, 2011).

Por otro lado, los fenómenos naturales, en particular los huracanes, pueden tener efectos negativos intensos sobre la biota de Cozumel. Durante el 2005 Cozumel sufrió el impacto de los huracanes Emily y Wilma, ambos categoría 5, lo que dañó fuertemente la vegetación de la isla y con ello la disponibilidad de

muchos recursos alimenticios. Tras el paso de los huracanes, la abundancia de *P. pygmaeus* fue afectada y se registraron cambios significativos en la composición por edad de las subpoblaciones (Copa-Álvaro 2007) y daño físico o estrés en los individuos (Cuarón *et al.* 2009).

Adicionalmente, hay que considerar el efecto negativo de las especies introducidas a Cozumel sobre el mapache y sobre otras especies nativas de la isla (Cuarón *et al.* 2009). Por ejemplo la Boa (*Boa constrictor*), introducida en los años setenta del siglo pasado (Martínez-Morales y Cuarón 1999). Se reportó en la primera década del siglo XXI, una gran abundancia y una amplia distribución en la isla y muchos habitantes de Cozumel atribuían a esta especie la disminución en la abundancia de diferentes especies endémicas de la isla (Cuarón *et al.* 2004). De ésta especie, se obtuvo evidencia que confirmaba la depredación de individuos de mapache pigmeo (González-Baca 2006). De igual manera, en la isla hay perros y gatos ferales, ampliamente distribuidos, que pueden transferir parásitos y patógenos que podrían afectar aún más a las poblaciones de mapache pigmeo (Cuarón *et al.*, 2004; García-Vasco 2005; Bautista, 2006; McFadden *et al.*, 2010). En años recientes se han implementado medidas para el control y eventual erradicación de las boas y para el control de las poblaciones de perros ferales (CONANP, 2016).

Recientemente, se hizo un primer análisis de viabilidad poblacional (Martínez-Morales *et al.* 2014) que indicó que la población de este prociénido se estabilizaría en alrededor de los 800 individuos, tamaño poblacional relativamente pequeño que determina una alta vulnerabilidad a eventos estocásticos y por tanto un alto riesgo de extinción. También arrojó como resultado, que las tasas de mortalidad pueden ser más relevantes en la dinámica poblacional de la especie que los parámetros reproductivos. Sin embargo, es necesario considerar que dicho análisis de viabilidad poblacional se basó en la estimaciones poblacionales con datos de hace una década o más, y con datos imprecisos sobre la capacidad de carga de los diferentes hábitats de la isla para esta especie. Ello podría tener implicaciones, en términos de subestimar o sobreestimar la población.

## **2. JUSTIFICACIÓN**

Las diversas amenazas que enfrentan las especies que están bajo algún estatus de peligro, aunadas a la escasez de conocimientos acerca de su ecología, hacen que sea urgente la generación de información que permita frenar el ritmo de sus extinciones. En el caso particular del mapache pigmeo, a pesar de que existen diferentes trabajos sobre esta especie insular y endémica (McFadden, 2004; Cuarón *et al.*, 2004 y 2009; Copa-Álvaro, 2007; McFadden *et al.*, 2010; de Villa-Meza *et al.*, 2011; Valenzuela-Galván y Cuarón 2014), es de vital importancia la actualización de información sobre su ecología, en particular sobre la estimación del tamaño de su población. Algunas problemáticas que afectan a esta especie, se han intensificado y tener información actualizada sobre ello es necesario para poder gestionar estrategias para que su conservación sea efectiva.

Por todo lo antes mencionado, éste capítulo se enfoca en obtener una estimación de su tamaño poblacional e información sobre diferentes aspectos poblacionales, como la condición corporal (parámetros morfológicos) y proporción de sexos. Que podrán sustentar futuras acciones dirigidas a su conservación, en particular en el Área de Protección de Flora y Fauna “La porción norte y la franja costera oriental, terrestres y marinas de Cozumel”, donde se protege una porción importante de los manglares y humedales que son hábitats prioritarios para el mapache pigmeo.

## **3. HIPÓTESIS Y PREDICCIONES**

Considerando que los ambientes naturales al interior de Cozumel no han sido alterados en exceso, en parte debido a que no han ocurrido huracanes de gran escala en la última década y a las acciones de conservación, se puede esperar una recuperación de la población del mapache pigmeo. Además se espera encontrar diferencias en la condición corporal entre sexos.

## **4. OBJETIVO GENERAL**

Obtener datos sobre el tamaño y densidad poblacional de *Procyon pygmaeus*, así como datos morfométricos y otras variables demográficas (proporción sexual, estructura de edades).

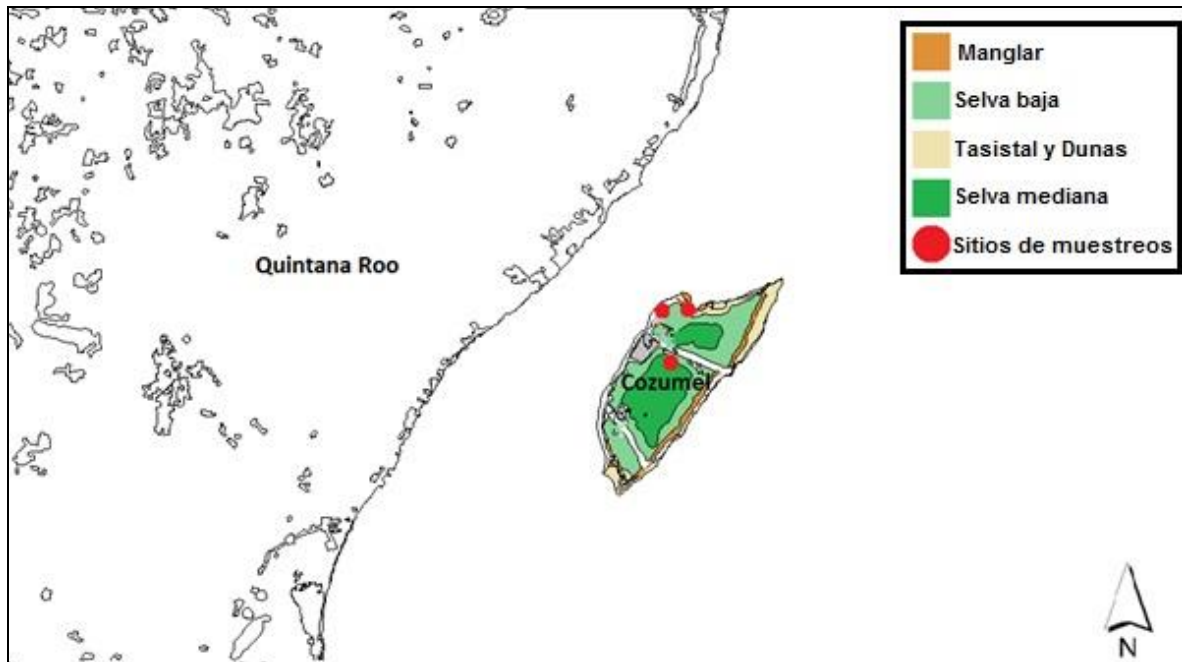
### **4.1 OBJETIVOS PARTICULARES**

- Evaluar si existen diferencias en el tiempo y en el espacio de los aspectos poblacionales de ésta especie.
- Comparar si el peso promedio de los individuos adultos de las subpoblaciones de estudio, difiere de los valores de estudio previos.
- Describir y comparar la proporción de sexos y la estructura de edades de las subpoblaciones de mapache pigmeo en la parte noroeste de la isla, con los datos previos.

## **5. MÉTODOS**

### **5.1 ÁREA DE ESTUDIO**

La Isla Cozumel, se localiza en el mar Caribe mexicano entre los paralelos 20° 16' y 20° 36' de latitud norte, los meridianos 86° 43' y 87° 22' de longitud oeste (INEGI, 2009). Cuenta con una superficie de 478 km<sup>2</sup> (Cuarón, 2009), en donde el 75% está cubierta por una vegetación consistente en selva mediana subperennifolia (Figura 1). Presenta asociaciones de manglar en zonas inundables y la línea de costa (Segrado *et al.*, 2008).



**Figura 1. Mapa de Cozumel, Quintana Roo. Vegetación y sitios de muestreo.**

Cozumel alberga cerca del 40 por ciento de la flora de Quintana Roo y cerca de 290 especies de vertebrados terrestres (23 especies de anfibios y reptiles, 224 de aves, 15 de mamíferos terrestres y 24 de murciélagos) de las que al menos 31 taxa son endémicas (Cuarón, 2009).

A partir de los años setenta del siglo pasado, inició en Cozumel un proceso de mayor crecimiento urbano, debido a un fuerte proceso migratorio. Los principales factores que determinaron esta dinámica han sido el aumento de actividad turística y de la oferta de empleo en este destino. Frente al incremento de la demanda turística, Cozumel ha sufrido grandes transformaciones en su litoral, sobre todo a partir del desarrollo de dos zonas hoteleras (al noroeste y al suroeste de la isla) y por la construcción de los muelles para el arribo de cruceros (Segrado *et al.*, 2008).

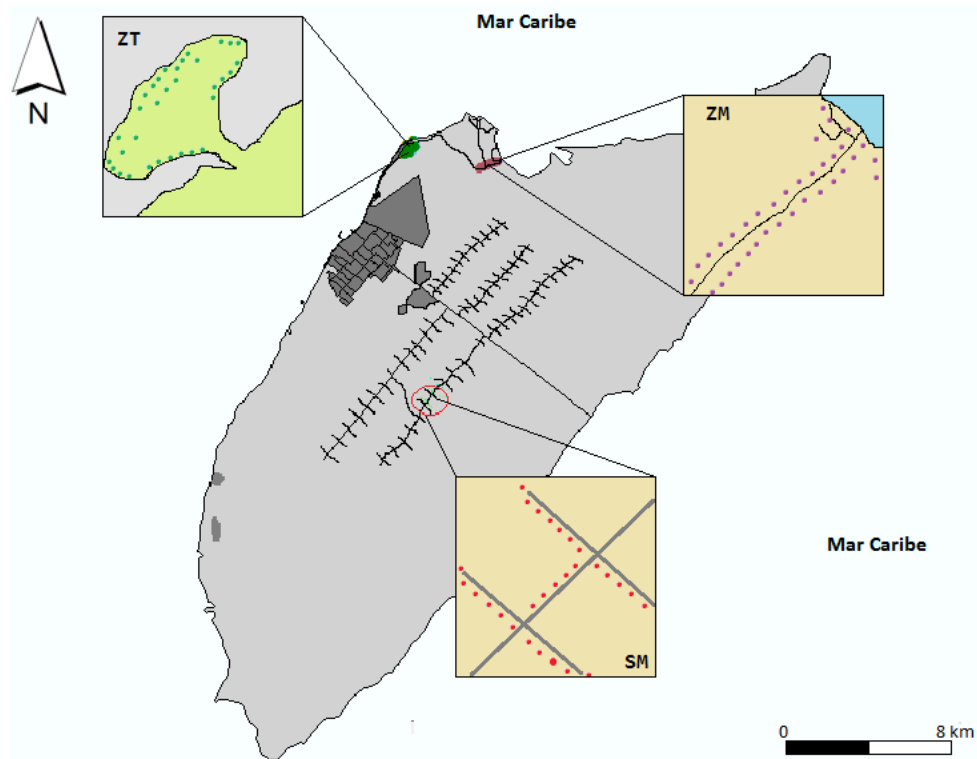
## **5.2 OBTENCIÓN DE DATOS**

Se utilizaron trampas de caja tipo Tomahawk, cebadas con sardinas entomatadas para capturar a individuos de *P. pygmaeus*. Con base en la



información de trabajos previos, se decidió colocar las trampas en aquellos sitios donde previamente se registró el mayor número de capturas de la especie (McFadden 2004; García-Vasco 2005; Copa-Álvaro, 2007; McFadden *et al.* 2010). Así, las trampas se colocaron en tres sitios, a) el área del campo de golf del Cozumel Country Club, ubicada en una zona de transición entre selva mediana y manglar (ZT), b) un sitio de manglar (ZM), al noreste de la isla, frente a Isla la Pasión, que es un área inundable, dominada por vegetación de manglar y especies arbustivas tolerantes a inundaciones y c) un sitio de Selva Mediana, en el centro de la Isla (SM). Figura 2.

**Figura 2. Sitios de muestreo y disposición de las trampas Tomahawk.**



Se colocaron de 30 a 40 trampas por sitio. Las trampas fueron colocadas cerca de senderos y cuerpos de agua (en la ZM), siempre buscando colocarlas dentro de la vegetación (de tal forma que se mantuvieran escondidas para la vista de extraños). Todas las trampas se georeferenciaron con un GPS marca Garmin. Todas las mañanas se revisaban y se recebaban si era necesario, en total se hicieron 3 periodos de muestreo por sitio (1ro: febrero-marzo; 2do: abril-mayo y

3ro: junio-julio). Un periodo de muestreo consistía en tener activas las trampas durante 15 días en un sitio y al finalizar el muestreo, se cambiaban las trampas al siguiente sitio y así pasando los tres sitios. De tal forma que un sitio se trampeaba cada 45 días (los muestreos se hicieron de febrero a julio del 2017, abarcando temporada de sequía y lluvia).

Los individuos capturados se anestesiaron con una inyección intramuscular con Tiletamina-Zolazepam (0.1mg/Kg Zoletil®; Rodríguez 2015), o una mezcla de Ketamina con Xilacina (0.1mg/Kg). Todos los individuos capturados fueron clasificados por sexo, edad (cría, juvenil o adulto) y estado reproductivo (hembras: gestantes, lactantes o inactivas; machos: activos o inactivos). Se tomaron medidas morfométricas estándares (Longitud total, longitud cuerpo, longitud cola, longitud del cráneo, cráneo ancho, antifaz, cruz, colmillo inferior y superior, cintura pélvica y escapular) y todos se marcaron con aretes plásticos numerados (Figura 3; imagen izquierda) y de color, para permitir su identificación en caso de recaptura o al avistarlos en campo (la coloración de los aretes era diferente para cada sitio).



**Figura 3.** Toma de medidas morfométricas (izquierda) y colocación de radiocollar (derecha) a un individuo de mapache pigmeo en la zona de transición.

A algunos individuos capturados se les colocó collares radiotransmisores (de las marcas Telenax, modelo TXF-315C y Wildlife Materials, Inc. modelo HLPM-3140) (Figura 3; imagen derecha), buscando siempre marcar a un número similar de hembras y machos adultos en buen estado de salud general aparente

(al menos dos machos y dos hembras por sitio de captura). Una vez que los individuos fueron procesados, se metieron nuevamente en la trampa y se esperó a que se recuperaran totalmente de la anestesia. Finalmente se liberaron en el mismo lugar de captura.

### **5.3 ESFUERZO Y ÉXITO DE CAPTURA**

El esfuerzo de captura se obtuvo a partir del número total de trampas abiertas por día. Mientras que el éxito de captura se calculó con el número de capturas totales dividido entre el esfuerzo de captura total por 100:

$$\text{Éxito de captura} = \frac{\text{Número de capturas}}{\text{Esfuerzo de captura}} \times 100$$

### **5. 4 TAMAÑO POBLACIONAL Y DENSIDAD**

Para obtener la estimación del tamaño poblacional de mapaches pigmeos, se ocupó la metodología usada previamente (McFadden, 2004; Copa-Alvaro, 2007; McFadden et al. 2010). Se utilizó el método de captura-recaptura de individuos residentes, en particular en los dos sitios donde históricamente se estimó el tamaño poblacional de esta especie con base en los trabajos previos. En el programa MARK (Cooch y White, 2006) estimamos el tamaño poblacional con base en diferentes modelos poblacionales y seleccionamos el mejor con base en el criterio de Akaike (Cooch y White, 2006), que indica el modelo más parsimonioso. Para determinar la densidad se analizaron los datos capturas y recapturas para los sitios de muestreo con el programa DENSITY 5.0 (Efford et al. 2004). Este programa requiere de la base de historia de capturas-recapturas y la ubicación geográfica de las trampas. Para obtener la densidad, el programa requiere del área efectiva de trampeo (AET) que resulta de la suma de dos áreas; la superficie del polígono en el que se distribuyeron las trampas más la superficie

del buffer. Para el ancho del buffer, se consideró dos distancias; la distancia de la mitad del promedio del área de actividad y la mitad de la distancia máxima registrada entre capturas.

## **5.5 ASPECTOS POBLACIONALES**

Cuando los individuos se procesaron, se inspeccionó cuidadosamente a cada animal para establecer su condición reproductiva y medidas corporales. Posteriormente se obtuvo los promedios y desviación estándar de cada medida para poder hacer inferencias por zona de muestreo y análisis estadísticos (solo se tomaron en cuenta a los individuos adultos).

Se determinó la proporción de juveniles y la proporción de hembras reproductivas de acuerdo con el número de individuos capturados (Copa-Álvaro 2007). Además determiné la proporción sexual de acuerdo con el número de individuos capturados de cada sexo y se evaluó si difería o no de la proporción 1:1.

## **5.6 COMPARACIÓN DE DATOS ACTUALES CON LOS DATOS HISTÓRICOS**

Para poder comparar los datos de tamaño poblacional, se usó una prueba de  $X^2$ , para comparar el éxito de captura y recaptura se hizo una prueba de t. Para examinar los posibles cambios en la condición corporal de los individuos adultos, se hizo un ANOVA.

## 6. RESULTADOS

Se acumuló un esfuerzo de muestreo de 3150 días/trampa, y se logró capturar a 107 individuos de 4 especies de mamíferos (gato doméstico, tejón enano, tlacuache y mapache pigmeo). Para la especie de estudio en total se capturaron 49 individuos, 31 fueron machos (8 juveniles y 23 adultos) y 18 hembras (una cría, 6 juveniles y 11 adultas). En la zona de transición se capturaron 32 individuos, en la zona de manglar se capturaron 16 individuos y en la selva mediana (CAPA) solo se logró capturar a un individuo macho (adulto). El éxito de captura total para *P. pygmaeus* corresponde a 1.5 %. En total se obtuvieron 50 eventos de recaptura, el 54 % de las recapturas fue de machos y el 46 % de hembras. En la zona de manglar solo se capturaron dos hembras (una adulta y una juvenil) y no hubo ningún evento de recaptura de éstas.

Dado la poca captura de hembras en la zona de manglar y a pesar de las observaciones (que confirman la presencia de hembras), se incrementó el número de trampas en esta zona, pero no se logró capturar más hembras.

El mayor porcentaje de recapturas se reportó en el primer periodo de muestreo (febrero-marzo). Se logró 12 recapturas en la zona de transición (8 hembras y 4 machos) y 15 en la zona de manglar (de las cuales 10 fueron de un individuo macho que caía en diferentes trampas). No se obtuvieron recapturas de individuos marcados en el sitio de selva mediana.

Para estimar el tamaño poblacional, se buscó usar el modelo robusto de Pollock, sin embargo con nuestros datos de capturas y recapturas no fue posible utilizarlo. Por ello, se optó por el modelo de Pradel, que ajusta mejor a los datos y aun permite obtener el tamaño poblacional, supervivencia y probabilidad de recaptura. Posteriormente, se utilizó el criterio de Akaike para elegir que supuestos dentro del modelo de Pradel ajustaban mejor a nuestros datos, resultando el considerar que las probabilidades de captura y recaptura no tienen interacciones de ningún tipo. Dado que se utilizó otro modelo y que el AET es distinto a los trabajos previos, la comparación de este parámetro no se pudo evaluar. El tamaño

poblacional de *P. pygmaeus* estimado de esta manera para la zona Noroeste fue de 37 individuos (IC= 32-42) y la tasa de supervivencia de los mapaches es de 0.62. Este mismo método fue utilizado para ambos sitios de muestreo (Cuadro 1).

	<b>N</b>	<b>ES</b>	<b>IC</b>	<b>Pc</b>
<b>Transición</b>	20	0.05	17 - 25	0.5
<b>Manglar</b>	13	0.09	10 - 16	0.4

**Cuadro 1.** Estimadores obtenidos con el programa MARK para *P. pygmaeus*. N=tamaño poblacional, ES= error estándar, IC=intervalos de confianza y PC=probabilidad de captura.

Para la estimación de la densidad en ambas zonas, el mejor estimador basado en el criterio de Akaike fue el Modelo nulo, que asume probabilidad de captura constante. Para la zona de transición la información de la densidad registrada por McFadden (2004) fue de 91 ind/km<sup>2</sup>, el valor registrado por Copa-Álvaro (2007; después de los huracanes de 2005) fue de 12 ind/km<sup>2</sup> y finalmente en el trabajo de McFadden *et al.* (2010) se reporta para el mismo lugar una densidad de 13 ind/km<sup>2</sup>. En este proyecto la densidad estimada para esta zona fue entre 15 y 28 ind/km<sup>2</sup> (con las dos distancias de buffer; ver Cuadro 2).

**Cuadro 2.** Comparación del tamaño poblacional y la densidad de *P. pygmaeus* a través del tiempo. Donde N= estimado de tamaño poblacional; IC= intervalo de confianza al 95%; Pc= probabilidad de captura y AET= área efectiva de trampeo.

	<b>MARK</b>			<b>Density</b>		<b>Datos de:</b>
	<b>N</b>	<b>IC 95%</b>	<b>Pc</b>	<b>Densidad/ km<sup>2</sup></b>	<b>AET(km<sup>2</sup>)</b>	
<b>Transición</b>	20	6 - 104	0.3	12.38	3.6	Copa-Álvaro, 2007
<b>Manglar</b>	24	9 - 68	0.2	82.27	1.2	
<b>Transición</b>	41	19 - 79	0.15	13	3.08	McFadden <i>et al.</i> 2010
<b>Manglar</b>	23	10 - 73	0.1	31	0.74	
<b>Transición</b>	20	17 - 25	0.5	15	2.5	Este proyecto ( usando el radio del AA; 555m)
<b>Transición</b>				28	1.4	Este proyecto (usando la mitad de la distancia máxima registrada; 321m)
<b>Manglar</b>	13	10 - 16	0.4	7	2.3	Este proyecto ( usando el radio del AA; 555m)
<b>Manglar</b>				15	1.1	Este proyecto (usando la mitad de la distancia máxima registrada; 321m)

También se hizo el análisis de densidad tomando en cuenta los datos utilizados anteriormente por Copa-Álvaro (2007) y McFadden *et al.* (2010) para el tamaño del buffer, la primera uso la distancia máxima registrada entre capturas y la segunda uso el radio del AA promedio (de datos de García-Vasco, 2005; AA de 65 ha; Cuadro 3).

	Densidad/km <sup>2</sup>	AET(km <sup>2</sup> )	Datos de:
<b>Transición</b>	12.38	3.6	Copa-Álvaro, 2007*
<b>Manglar</b>	82.27	1.2	
<b>Transición</b>	38	1.8	Este proyecto
<b>Manglar</b>	17.9	1.6	

	Densidad/km <sup>2</sup>	AET(km <sup>2</sup> )	Datos de:
<b>Transición</b>	13	3.08	McFadden <i>et al.</i> 2010**
<b>Manglar</b>	31	0.74	
<b>Transición</b>	37.9	1.9	Este proyecto
<b>Manglar</b>	18	1.8	

**Cuadro 3.** Análisis de densidad con la distancia de buffer de años anteriores. \*Copa-Álvaro utilizó como buffer la distancia máxima registrada (aproximadamente 430 m). \*\*McFadden *et al.* utilizaron como buffer la mitad del radio del AA promedio (65 ha) calculada por García-Vasco (2005; aproximadamente 455 m).

Considerando los datos anteriores es posible extrapolarlos a otras zonas de Cozumel para llegar a una estimación del tamaño poblacional de la especie en toda la isla. Esto es posible asumiendo que los valores de densidad calculados para las zonas de estudio, representan la densidad de otros sitios de la isla con características semejantes. Este procedimiento fue el que siguieron previamente McFadden (2004) y Copa-Álvaro (2007). Para ello, se considera el valor de superficie existente en la isla de los mismos tipos de vegetación presentes en los sitios de estudio y los valores de los intervalos de confianza de las estimaciones de densidad obtenidas. En el Cuadro 4 se compilan los valores de tamaño poblacional y su variación generados con el programa MARK (que no arroja datos de densidad) y datos de densidad inferidos a partir de esos datos, para cada sitio de estudio con los dos métodos para calcular el AET. En el Cuadro 5 se compilan

valores de tamaño poblacional y densidad estimados con el programa Density para cada sitio de estudio con los dos métodos para calcular el AET.

Estimación de abundancia y densidad con el programa MARK							
Sitio	N	IC	Pc	Densidad promedio/ km2	IC	AET(km2)	Datos de:
Transición	34	14 - 230	0.02			*	McFadden, 2004
Manglar	23	10 - 73	0.05			*	
Transición	20	6 - 104	0.30	5.55	1.66 - 28.88	3.60	Copa-Alvaro, 2007
Manglar	24	9 - 68	0.20	20.00	7.5 - 56.66	1.20	
Transición	41	19 - 79	0.15	13.31	6.16 - 25.64	3.08	McFadden <i>et al.</i> 2010
Manglar	23	10 - 73	0.10	31.08	13.51 - 98.64	0.74	
Transición	20	17 - 25	0.50	8.00	6.8 - 10	2.50	*Este proyecto (usando el radio del AA promedio: 555m)
Transición				14.28	12.14 - 17.85	1.40	*Este proyecto (usando la mitad de la distancia máxima registrada: 321m)
Manglar	13	10 - 16	0.40	5.60	4.34 - 6.95	2.30	*Este proyecto (usando el radio del AA promedio: 555m)
Manglar				11.81	9.09 - 14.54	1.10	*Este proyecto (usando la mitad de la distancia máxima registrada: 321m)

**Cuadro 4.** Valores de tamaño poblacional generados con el programa MARK y datos de densidad inferidos a partir de esos datos. Donde N= estimado de tamaño poblacional; IC= intervalo de confianza al 95%; Pc= probabilidad de captura y AET= área efectiva de trampeo.

Estimación de abundancia y densidad con el programa Density							
Sitio	N	IC	Pc	Densidad promedio/ km2	IC	AET(km2)	Fuente
Transición	-	-	-	12.38	5 - 31	3.6	Copa-Alvaro, 2007
Manglar	-	-	-	82.27	27 - 247	1.2	
Transición	38	32.8- 46.8	0.03	15	13.02 - 18.59	2.5	*Este proyecto (usando el radio del AA promedio: 555m)
Transición				28	24.44 - 34.88	1.4	*Este proyecto (usando la mitad de la distancia máxima registrada: 321m)
Manglar	18	16 - 23.6	0.04	7	6.79 - 10.02	2.3	*Este proyecto (usando el radio del AA promedio: 555m)
Manglar				15	13.77 - 20.31	1.1	*Este proyecto (usando la mitad de la distancia máxima registrada: 321m)

**Cuadro 5.** Valores de tamaño poblacional y densidad generados con el programa Density.

Como se ve en los cuadros anteriores hay una gran variación en los datos de densidad, que depende del método empleado para calcular el tamaño



poblacional y para calcular el AET. Además hay variación en las estimaciones de la superficie existente de los hábitats donde potencialmente se encuentra la especie. Todo lo anterior ocasiona una gran variación en los estimados del total de individuos en la isla. En este trabajo se consideró para este último propósito las estimaciones de densidad que arroja el programa Density, tomando en cuenta para el cálculo del AET el radio las estimaciones promedio del AA de este proyecto. Finalmente, se consideró que los mapaches pigmeos potencialmente pueden estar presentes en todas las zonas de manglar de la isla y en algunas áreas de selva mediana. Se tomó en cuenta datos de foto-trampeos hechos en la isla entre 2014 y 2015 (datos no publicados) para identificar zonas de selva mediana con presencia de mapaches. Para estimar éste valor, se consideró la longitud de los transectos donde se ubicaron las cámaras-trampa en esos sitios y estimamos una superficie de muestreo considerando un ancho igual al diámetro del AA promedio (1110 m). Adicionalmente se consideró que en la selva mediana contigua al Club de Golf hay presencia constante de mapaches y lo mismo en una franja de selva mediana en la costa Suroeste de la isla, donde hay reportes frecuentes de su presencia o atropellamientos frecuentes. En el cuadro 6 se precisa las superficies consideradas para estimar el valor poblacional para la isla.

Hábitat	Sitios particulares	Superficie considerada	Fuente
<b>Manglar</b>		60 km <sup>2</sup>	OET 2008
<b>Selva mediana</b>		22.7 km <sup>2</sup>	
	Área de selva mediana contigua a la zona del Club de Golf	3.88 km <sup>2</sup>	Este trabajo
	Área de selva mediana en la costa Suroeste de la isla	1.74 km <sup>2</sup>	Este trabajo
	Áreas de selva mediana con registro de mapaches en foto-trampeos (sitios cercanos a Villa Maya, el Cedral, campo de tiro, Laguna Verde, relleno sanitario y transecto de Villa Maya a la costa).	17.07 km <sup>2</sup>	Estimación de este trabajo basado en foto-trampeos hechos en 2014-2015. D. Valenzuela datos no publicados.

**Cuadro 6.** Superficie de cobertura vegetal donde se registra la presencia del mapache pigmeo.

Así, para estimar el total de individuos presentes en la isla, se consideró los valores promedio de densidad (y sus intervalos) calculados para este estudio (que

se muestran en el Cuadro 5 para los sitios manglar y transición) y los multiplicamos por 60 km<sup>2</sup> de manglar y 22.7 km<sup>2</sup> de selva mediana con presencia de mapaches, respectivamente (Cuadro 7).

Hábitat	Individuos	Intervalos
22.7 km <sup>2</sup> de selva mediana	341	296 - 422
60 km <sup>2</sup> de manglar	420	407 - 601
<b>Total</b>	761	703 - 1023

**Cuadro 7.** Estimación total de individuos de mapache pigmeo de acuerdo a los valores promedio de densidad y el hábitat.

Por otro lado, el peso promedio ( $\pm$  DE) de todos los individuos adultos capturados (n= 34) fue de 3595.3  $\pm$  696.7 g. El peso promedio de los machos adultos capturados (n= 23) fue 3701.7  $\pm$  740 g, mientras el de las hembras fue 3372.7  $\pm$  562 g (n= 11). La longitud total de los machos adultos capturados fue en 753.9  $\pm$  70.8 mm y la de las hembras 737.7  $\pm$  57.1 mm (Cuadro 9). Dado que en la zona de manglar solo se capturó una hembra, solo se evaluó mediante un ANOVA si el peso o la longitud total diferían entre sexos para la zona de transición (ZT). Se puede considerar que se encontraron diferencias marginalmente significativas (longitud total F= 3.78, g.l.= 121, p=0.06; peso F=3.89, g.l.= 1.21, p= 0.06).

**Cuadro 8.** Valores promedio de medidas de condición corporal de individuos adultos de mapache pigmeo en dos sitios al Noroeste de la Isla. \*Medida de longitud total y peso de la única hembra adulta en la zona de manglar.

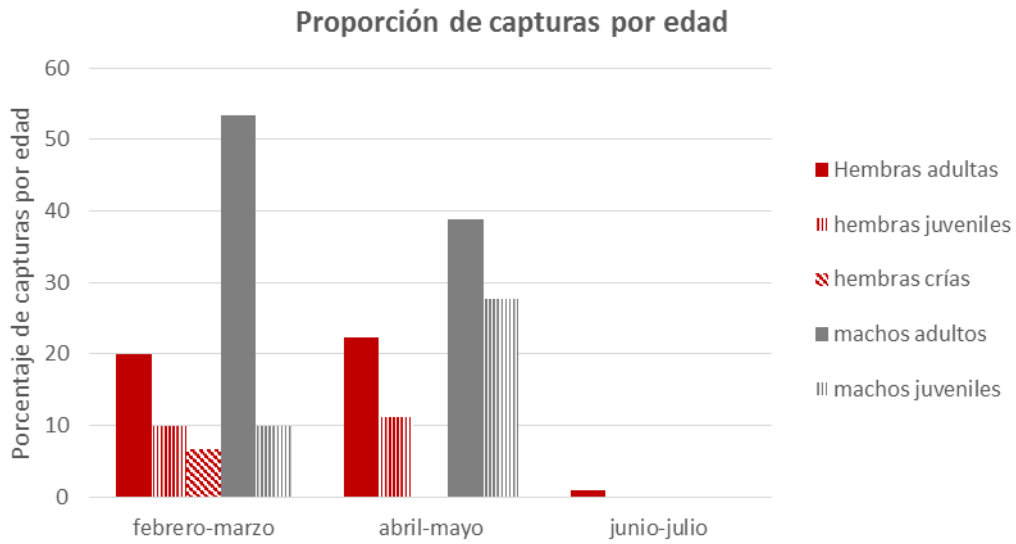
Medidas	Promedio	Sitios de muestreo
Longitud total	♂ 788.07 mm ♀ 745 mm	Zona de transición
Peso	♂ 3922.3 g ♀ 3410 g	
Longitud total	♂ 702.77 mm ♀ 665 mm*	Zona de manglar
Peso	♂ 3316.7 g ♀ 3000 *	

<b>Medidas</b>	<b>Promedio ± DE</b>
<b>Longitud cola</b>	♂ 240.8 ± 25.1 mm
	♀ 240.4 ± 28.5 mm
<b>Longitud cuerpo</b>	♂ 513 ± 53.9 mm
	♀ 497.2 ± 44.1 mm
<b>Longitud total</b>	♂ 753.9 ± 70.8 mm
	♀ 737.7 ± 57.1 mm
<b>Antifaz</b>	♂ 30.6 ± 2.5 mm
	♀ 29.9 ± 1.5 mm
<b>Cráneo ancho</b>	♂ 70.3 ± 5.2 mm
	♀ 67.3 ± 3.6 mm
<b>Cráneo largo</b>	♂ 136.3 ± 10.8 mm
	♀ 127.2 ± 8.7 mm
<b>Csup</b>	♂ 15.8 ± 23.3 mm
	♀ 9.3 ± 1 mm
<b>Cinf</b>	♂ 10.6 ± 1.6 mm
	♀ 8.2 ± 1 mm
<b>LP</b>	♂ 96.6 ± 5 mm
	♀ 91.7 ± 3.9 mm
<b>LO</b>	♂ 45.6 ± 2.7 mm
	♀ 44.3 ± 2.4 mm
<b>Cintura pélvica</b>	♂ 327.7 ± 34.9 mm
	♀ 337.7 ± 28.8 mm
<b>Cintura escapular</b>	♂ 311.8 ± 28.3 mm
	♀ 305.9 ± 25.9 mm
<b>Cuello</b>	♂ 213.1 ± 22.2 mm
	♀ 199 ± 15 mm
<b>Cruz</b>	♂ 203.6 ± 27.7 mm
	♀ 208.6 ± 26.5 mm
<b>Peso</b>	♂ 3701.7 ± 740 g
	♀ 3372.7 ± 562 g

**Cuadro 9.** Promedios de medidas morfométricas estándar de individuos adultos de *Procyon pygmaeus* (medidas: Csup=Colmillo superior, Cinf=colmillo inferior, LP=longitud de pata izquierda, LO=longitud de oreja izquierda). Medidas en milímetros y gramos.

Respecto a la proporción sexual, en la zona de transición se capturó al mismo número de hembras y machos. En la zona de manglar el 87.5 % de las capturas correspondieron a machos y el 12.5 % corresponde a hembras. En el sitio de selva mediana solo se capturó a un individuo adulto. Durante el primer muestreo se capturó el mayor número de individuos (Figura 4); el porcentaje de machos fue del 53.3 % y solo en este muestreo se capturaron crías de mapache pigmeo (en la zona de transición-Club de golf). De igual forma en el periodo de

febrero a marzo fue donde se registró mayor número de recapturas; principalmente en la zona de manglar donde hubo un individuo macho que se recapturo durante los 15 días de muestro en este sitio (en diferentes trampas).



**Figura 4.** Proporción de individuos de acuerdo a la edad durante los 3 muestreos en la zona noroeste de la isla Cozumel.

## 7. DISCUSIÓN

El éxito de captura del mapache pigmeo ha oscilado entre el 1 y el 3% en los diferentes estudios que se han hecho históricamente. Entre el 2001 y 2003 McFadden (2004), reporto la captura de 78 individuos de mapache pigmeo con un esfuerzo de muestreo de 2784 días/trampa en los mismos tres sitios de muestreo (Sitio de Manglar, Sitio de Selva mediana y Sitio de Transición) del presente trabajo, lo que arroja un éxito de captura total de 2.8%, aunque la mayor parte de las capturas son del sitio de transición. Posteriormente, García-Vasco (2005) entre el 2002 y 2003 logro capturar a 32 individuos de mapache pigmeo con un esfuerzo total de captura de 3043 días/trampa, lo que representa un éxito de captura de 1.05%, sin embargo casi la mitad del esfuerzo de trampeo (1452 días/trampas) se obtuvo solo del sitio de transición en donde capturó a todos los individuos. Durante el 2006 Copa-Álvaro (2007) reportó la captura de 105 individuos de mapache pigmeo en un total acumulado de 3537 días/trampa en los mismos sitios de muestreo, lo que representa un éxito de captura de 2.97%. Con el presente trabajo, se logró un éxito de captura total de 1.5%.

A semejanza de los trabajos anteriores (McFadden, 2004; García-Vasco, 2005; Copa-Álvaro, 2007), la gran mayoría de las capturas de *P. pygmaeus* se dieron en la zona noroeste de la isla y muy pocas en la zona central de la misma. En un trabajo más reciente, Rodríguez-Luna (2015) reporta un esfuerzo de trampeo total de 4114 días/trampa en tres sitios de la isla, uno de ellos la zona central de selva mediana que se ha trabajado previamente en todos estos trabajo y también no tuvo capturas de mapache pigmeo en dicha zona, aunque si en la zona sur de la isla, donde previamente McFadden (2004) trampeo intensamente (acumuló 1352 días/trampa) sin lograr capturas.

A pesar de esfuerzos de trampeo relativamente intensos en la zona selva mediana (CAPA) solo en dos trabajos se reportan capturas de mapache ahí. Copa-Álvaro (2007) capturó 3 individuos de mapache pigmeo ahí y en el presente trabajo logramos una captura. Sin embargo, en esa zona central de la isla en dos

estudios fue posible registrar la presencia de mapaches pigmeos con cierta frecuencia mediante trampas de huellas. Bautista (2006) trabajo la zona con trampas de huellas en 2004 y 2005. Posteriormente, en 2006, Copa-Álvaro (2007) repitió los muestreos de Bautista (2006) y mostró, que en esa zona se registra actividad de mapache pigmeo y que su actividad puede diferir entre años por diferentes motivos, entre los que se encuentra el impacto negativo de los huracanes.

Respecto al bajo éxito de captura de hembras en la zona de Manglar, es posible que revele un desbalance en la proporción sexual hacia los machos. Aunque en las visitas a este sitio se observaron hembras de mapache pigmeo, en varias ocasiones. Sin embargo, a pesar de que se incrementó el esfuerzo de muestreo solo se logró la captura de dos hembras durante los muestreos en esta zona.

Por otra parte, en el sitio de transición fue donde se capturo al mayor número de individuos, y el mismo número tanto de hembras como de machos. Pero el porcentaje de recapturas fue mayor en hembras que en machos. Durante las sesiones nocturnas, se observaron varios grupos de mapaches en la periferia del Country Club, entre los cuales figuraban varias hembras. El que haya una mayor cantidad de individuos y sobre todo de hembras en el sitio de transición, sugiere que esta zona puede ofrecer disponibilidad adicional de alimentos (e.g. desechos de origen antropogénico) que favorecen la presencia de hembras, que pueden tener requerimientos energéticos elevados, particularmente durante la gestación y la lactancia. Se sabe que la distribución y abundancia de los alimentos tienen efectos de amplio alcance en la conducta de los animales (Gittleman y Harvey, 1982; Penteriani *et al.* 2002; Prange *et al.*, 2003; Sih *et al.*, 2011; Farrera, 2017) afectando el éxito reproductivo de las hembras de varias especies (Gehrt y Fritzell, 1998).

Como puede apreciarse, la actividad turística y la distribución de los alimentos, afectan la distribución de los mapaches pigmeos. Carrillo (1993) reporto

que existía una correlación positiva entre la disponibilidad de basura y las visitas de los mapaches. La presencia de actividad turística influye en el comportamiento de los mapaches, la basura puede significar una fuente de alimento temporal que evita periodos de escasas de alimento. Esto se puede ver en la densidad por zonas de muestreo. En la zona de manglar el tamaño poblacional fue menor que en la zona de transición, de la misma forma que los datos de densidad. Sin embargo, a pesar de las presiones ejercidas por el desarrollo turístico las observaciones de ésta especie han incrementado, no solo en cantidad, sino también en otros sitios donde no se habían tenido registro antes (zona sur; Rodríguez-Luna, 2015; Datos de Foto-trampeo, 2015).

En los últimos veinte años, el crecimiento del principal núcleo urbano en Cozumel se ha incrementado notablemente, debido principalmente al aumento de la actividad turística y con ello a la oferta de empleo (García-Vasco, 2005; Martínez, 2008; Segrado *et al.*, 2008; Cuarón, 2012). A pesar de ello, las alteraciones en la isla no han sido tan intensas y sobre todo se restringe a las zonas costeras al noroeste y suroeste de la isla. Adicionalmente se registra incremento relativamente moderado en asentamientos urbanos irregulares, particularmente en una franja contigua a la carretera transversal. Y también es necesario mencionar que el cambio de la carretera que da la vuelta a la isla, de dos carriles a cuatro carriles, causó pérdida de cobertura vegetal en esta franja. Pese a lo anterior, en términos generales los hábitats naturales de la isla no han sufrido deterioro grave.

Por otra parte, Cozumel es un área que se ve afectada por huracanes que generan perturbaciones de gran amplitud en los hábitats naturales en la isla. Estos pueden ocasionar la disminución de los recursos alimenticios y en consecuencia estrés y daño en la condición corporal de las especies (Copa-Álvaro, 2007; Cuarón *et al.* 2009; Mcfadden *et al.* 2010). En julio y octubre del 2005 los huracanes Emily y Wilma (ambos de categoría 5), pasaron por Cozumel ocasionando perturbaciones. La zona de manglar, considerada como hábitat sensible a los huracanes (y hábitat principal del mapache pigmeo), sufrió una inundación

prolongada. Tras el paso de los huracanes, la población de *P. pygmaeus* se vio afectada; la abundancia disminuyó, se registraron cambios significativos en la composición por edad de las subpoblaciones (Copa-Álvaro 2007) y daño físico o estrés en los individuos (Cuarón *et al.* 2009).

La introducción de especies invasoras a la isla es un factor de perturbación adicional que pueden afectar gravemente a las especies locales. El impacto de las especies invasoras ocasiona un desequilibrio en los ecosistemas y por lo tanto cambian la estructura de los niveles tróficos (Aguirre-Muñoz y Mendoza-Alfaro 2009). Tomando en cuenta observaciones recientes hechas por pobladores de Cozumel, así como datos de recorridos en carretera y de foto-trampeos, parece que la presencia de boas y perros ferales ha disminuido en la isla.

En contra partida a estos factores de perturbación, afortunadamente se ha avanzado de manera importante en la implementación de estrategias de conservación en la isla. Por un lado se logró hacer el Ordenamiento Ecológico del Territorio en Cozumel, con la finalidad de lograr un mejor aprovechamiento del territorio y de los recursos naturales que lo conforman. Y por otra parte se establecieron dos áreas naturales protegidas que dan protección a una porción muy grande de los ambientes terrestres de la isla. En 2011 se decretó la Reserva Estatal de “Selvas y Humedales de Cozumel” y en 2012 se decretó el Área de Protección de Flora y Fauna “La porción norte y la franja costera oriental, terrestres y marinas de Cozumel”, en ambas se protege una porción importante de hábitats prioritarios para el mapache pigmeo.

Por otra parte, en el trabajo de Mcfadden (2004) y Mcfadden *et al.* (2010) se reportan esfuerzos de trampeo relativamente grandes en sitios de selva mediana cercanos a la costa, en donde en la porción sur de la isla no hay éxito de captura. Sin embargo, en los foto-trampeos realizados en la isla entre 2013 y 2015 en varios de esos lugares se registró a la especie (D. Valenzuela, datos no publicados). Y además actualmente hay avistamientos y reportes frecuentes de mapaches pigmeos en la zona urbana y periurbana de San Miguel de Cozumel,



así como un mayor número de avistamientos de la especie en los desarrollos turísticos al suroeste de la isla y un mayor número de reportes de atropellamientos de la especie en la porción de la carretera de esa misma región, a diferencia de lo que ocurría en los años en los que Mcfadden y Copa-Álvaro desarrollaron sus trabajos (2002 - 2006).

Los resultados y observaciones de éste trabajo, son indicativas de un incremento moderado de la población de mapache pigmeo con relación a las estimaciones previas. Se consideró que eso se debe a la combinación de factores antes mencionados: que en la última década no se hayan presentado huracanes de mucha potencia, que se hayan implementado ANPs terrestres y que las especies invasoras sean menos abundantes. Así, estos datos permiten estimar de manera conservadora un tamaño poblacional de esta especie entre 703 y 1023 individuos. Si se considera que el 69% de los individuos capturados fueron adultos, estimaríamos un rango entre 485 y 705 individuos maduros.

Es importante precisar que los estimados de tamaño poblacional y de densidad obtenidos en este trabajo, tienen intervalos de variación más pequeños que los obtenidos previamente en los trabajos de Copa-Álvaro y Mcfadden *et al.* (Cuadro 6), lo que aumenta su precisión. Por otra parte las estimaciones obtenidas del tamaño de las AA se basan en más datos y en un mayor periodo de estudio, lo que permite afinar el dato que se utiliza para calcular el AET. Sin embargo el tamaño de las AA estimado es mayor a las estimaciones previas, lo que conduce a estimar AET mayores y en consecuencia un valor de densidad menor. También es relevante señalar que el cálculo del tamaño poblacional para la isla se basa en los valores de densidad obtenidos en cada estudio y su extrapolación a la superficie disponible de diferentes hábitats. Por ello los valores de estas superficies afectan la estimación final. Para este trabajo, se consideró un valor conservador de superficie de selva mediana (solo sitios con evidencia de la presencia del mapache pigmeo) en nuestros cálculos, pero es posible que el mapache pigmeo se encuentre en una superficie mayor de este tipo de hábitat.

En cuanto a las medidas corporales de los individuos de *P. pygmaeus*, García-Vasco (2005) reporto que en general las medidas obtenidas de las hembras son menores que los machos; una hembra pesa el 82 % de un macho, mientras que su longitud total equivale al 93% de la de un macho. Mientras que Copa-Álvaro (2007) reporto que la condición corporal igualmente difería entre sexos y en función del hábitat en los machos (en la Zona de Transición son 30 % más pesados que los machos en la Zona de Manglar). Debido a que en este estudio no se logró capturar al mismo número de hembras y machos en los tres sitios, no se pudo hacer una comparación y análisis estadísticos entre sexos. No obstante, para el sitio de transición donde sí se capturo al mismo número tanto de hembras como de machos, el ANOVA demostró diferencias marginalmente significativas en la condición corporal.

## 8. CONCLUSIONES

- En los tres sitios de muestreo se obtuvieron capturas. Sin embargo, la zona de transición fue el sitio donde hubo mayor porcentaje (65 %) de capturas y recapturas. En la zona de manglar las capturas y observaciones de hembras fueron muy bajas.
- Durante el primer muestreo (febrero-marzo) se registró el mayor número de capturas y recapturas, además de observaciones en campo. Esto podría estar relacionado con la temporada de sequía y la disponibilidad de alimento.
- La abundancia para la zona de transición fue de 20 individuos (IC= 17-25) y en la zona de manglar fue de 13 individuos (IC= 10-16). El promedio de los valores de densidad estimados en este trabajo para la zona de transición fue de  $22 \pm 9.18$  ind/km<sup>2</sup> y de  $11 \pm 6$  ind/km<sup>2</sup> para la zona de manglar. Promediando las cuatro estimaciones obtenidas, la densidad promedio para la isla fue de 21.5 ind/km<sup>2</sup>.
- La abundancia general para la Isla es moderadamente mayor a las estimaciones previas, lo que sugiere una recuperación de la población.

- No se pudo evaluar si existían diferencias en cuanto a la condición corporal por sitios. Pero el peso promedio de los machos de la zona de manglar fue menor que el de los individuos de la zona de transición (3700 g y 3285 g, respectivamente). Los individuos de la ZT si mostraron diferencias marginalmente significativas; los machos fueron más pesados que las hembras.

## Literatura citada

- Aguirre-Muñoz, A., Mendoza-Alfaro, R. 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía. En *Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Conabio, México, pp. 277-318.
- Aquino, Rolando, Gil, Deyber, & Pezo, Etersit. 2009. Aspectos ecológicos y sostenibilidad de la caza del majás (*Cuniculus paca*) en la cuenca del río Itaya, Amazonía peruana. *Revista Peruana de Biología*, 16(1), 67-72.
- Azuara, S. D. 2005. Estimación de abundancia de mamíferos terrestres en un área de la Selva Lacandona, Chiapas. Tesis Licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Bautista, S. M. 2006. Distribución, abundancia y dieta de perros y gatos ferales en la Isla Cozumel. Instituto de Ecología A.C., Tesis para obtener el grado de Maestría, Xalapa, Veracruz, México.
- Briones-Salas, Miguel, Lira-Torres, Iván, Carrera-Treviño, Rogelio, Sánchez-Rojas, Gerardo. 2016. Abundancia relativa y patrones de actividad de los felinos silvestres en la selva de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Therya*, Vol. 7 (1) 123-134
- Canul-Cruz A., Vargas-Contreras J. A. y Escalona-Segura G. 2012. Algunas aspectos poblacionales del ratón de abazones *Heteromys gaumeri* de la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche. México. *Estudios sobre la Biología de Roedores Silvestres Mexicanos*.
- Carvajal-Nieto Pamela, Giraldo Aldo y Plese Tinka. 2013. Densidad poblacional y algunos aspectos de uso de hábitat del perezoso de tres dedos (*Bradypus variegatus*) en un ambiente insular del chocó biogeográfico Colombiano. Boletín científico, Centro de Museos, *Museo de Historia Natural*. Vol. 17 (1)
- Carrillo, E. y C. Vaughan. 1993. Variación en el comportamiento de *Procyon* spp. (Carnivora: Procyonidae) por la presencia de turistas en un área silvestre de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 41:843-848.
- Ceballos, G., Chávez C. y Manterola C. 2005. Ecología y conservación del jaguar en la región de Calakmul. CONABIO. *Biodiversitas* 62:1-7
- Cooch, E. y G.C. White. 2006. Program MARK: a gentle introduction. 5a ed. <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book/>

- Copa-Álvaro, M.E. 2007. Efectos de los huracanes Emily y Wilma en los mamíferos medianos de Cozumel. Tesis de Maestría en Ciencias. Biología ambiental, Instituto de Ecología. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2016. Programas de manejo de Cozumel, Quintana Roo.
- Cuarón, A.D. 2012. Cozumel, la Isla Fantástica. Especies, Revista sobre conservación y biodiversidad. *Naturalia.AC*
- Cuarón, A.D., Martínez-Morales M.A., McFadden, K.W., Valenzuela-Galván, D. y Gompper, M.E. 2004. The status of dwarf carnivores on Cozumel Island, México. *Biodiversity Conservation*, 13:317-331.
- Cuarón, A. D., de Grammont, P. C., Vázquez-Domínguez, E., Valenzuela-Galván, D., García-Vasco, D., Reid, F. & Helgen, K. 2008. *Procyon pygmaeus*. In 2008 *IUCN Red List of Threatened Species*. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on 19 November 2008
- Cuarón, A.D., D. Valenzuela-Galván, D. García-Vasco, M.E. Copa, S. Bautista, H. Mena, D. Martínez-Godínez, C. González-Baca, L.A. Bojorquez-Tapia, L. Barraza, P. C.deGrammont, F. Galindo-Maldonado, M.A. Martínez-Morales, E. Vázquez-Domínguez, E. Andrensen, J. Benítez-Malvido, D. Pérez-Salicrup, K. W. McFadden y M.E. Gompper. 2009. Conservation of the endemic dwarf carnivores of Cozumel Island, Mexico. *Small Carnivore Conservation*, 41: 15-21.
- Cuarón, A.D., de Grammont, P.C. & McFadden, K. 2016. *Procyon pygmaeus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T18267A45201913. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T18267A45201913.en>. Downloaded on 13 November 2017.
- De Villa-Meza, A., Ávila-Flores R., Cuarón A. D. y Valenzuela-Galván D. 2011. *Procyon pygmaeus* (Carnivora: Procyonidae). *Mammalian Species*, 43(877) 87-93.
- Efford MG, Dawson DK, Robbins CS 2004. DENSITY: software for analysing capture-recapture data from passive detector arrays. *Animal Biodiversity and Conservation* 27: 217-228.
- Esperón-Rodríguez, Manuel y Gallo-Reynoso, Juan Pablo. 2012. Recolonización del archipiélago de San Benito, Baja California, por el lobo fino de Guadalupe. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, Vol.83 no. 1
- Farrera Hernández Mónica. 2017. Aspectos ecológicos del mapache (*Procyon lotor*) y su relación con los turistas en el Parque Nacional Manuel Antonio, Costa Rica. Tesis

- para obtener el título de Maestra en Ciencias en Conservación y Manejo de Vida Silvestre, en la Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Flores-Manzanero, A. 2014. Evaluación de la estructura y diversidad genética del mapache (*Procyon pygmaeus*) y coatí (*Nasua nelsoni*) del Caribe mexicano. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología, UNAM.
- Florida-Caribbean Cruise Association. Travel and Cruise, the official magazine of the cruise industry.
- Foster, J.B. (1964) Evolution of mammals on islands. *Nature*, 202, 234–235.
- Franklam, Richard. 1998. Inbreeding and Extinction: Islands Populations. *Conservation Biology*, 12 (3) 665-675.
- Gallina–Tessaro, S. y C. López–González (Eds.). 2011. Manual de técnicas para el estudio de la fauna. Instituto de Ecología, A.C., Universidad Autónoma de Querétaro, INE–Semarnat. México, D.F. 377 pp
- García, Franger J., Delgado Jaramillo, Mariana Isabel, Machado, Marjorie, Aular, Luis, Mújica, Yoiber. 2013. Pequeños mamíferos no voladores de un bosque nublado del Parque Nacional Yurubí, Venezuela: abundancias relativas y estructura poblacional. *Interciencia* [en línea] 2013, 38 (Octubre-October). Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33929482005> ISSN 0378-1844
- García-Vasco, R. D. 2005. Distribución, abundancia y aspectos poblacionales del mapache enano (*Procyon pygmaeus*), un carnívoro insular endémico. Tesis de Licenciatura, Facultad de Biología, Universidad Veracruzana, México.
- Gehrt, S. D. y Fritzell, E. K. 1998. Resource distribution, female home range dispersion and male spatial interactions: group structure in a solitary carnivore. The Association for the Study of Animal Behaviour. *Animal Behaviour*, 55, 1211-1227.
- Gittleman, J. L. y Harvey, P. H. 1982. Carnivore home range size, Metabolic Needs and Ecology. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 10:57-63.
- González-Baca, C.A. 2006. Ecología de forrajeo de la boa (*Boa constrictor*), un depredador introducido a la Isla Cozumel. Tesis de Maestría. Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de México. Ciudad Universitaria, Distrito Federal, México.
- Green D.S., Young J.K., Hernández-Camacho C.J. y Gerber L.R. 2010. Desarrollo de un indicador no invasivo de la salud de pinípedos: Comportamiento y crecimiento de neonatos del lobo marino de California (*Zalophus californianus*). *Ciencias Marinas*, 36 (3): 311-321

- Hart, k. m., Cherkiss, M. S., Smith, B. J., Mazzotti, F. J., Fujisaki, I., Snow, R. W. y Dorcas, M. E. 2015. Home range, habitat use, and movement patterns of non-native Burmese pythons in Everglades National Park, Florida, USA. *Animal Biotelemetry* 3:8
- Herrera, Emilio A. 1999. El caso del Capibara en Venezuela. *Etología, Revista de la Sociedad Española de Etología*, 7:41-46.
- Lira-Torres, Iván, & Briones-Salas, Miguel. 2012. Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta zoológica mexicana*, 28(3), 566-585
- McFadden, K.W. 2004. The ecology, evolution, and natural history of the endangered carnivores of Cozumel Island, Mexico. *Dissertation*, Columbia University.
- McFadden, K. W., Gompper, M. E., Valenzuela D. G. y Morales J. C. 2008. Evolutionary history of the critically endangered Cozumel dwarf carnivores inferred from mitochondrial DNA analyses. *Journal of Zoology*. 276:176-186.
- McFadden, K.W., D. García-Vasco, A. D. Cuarón, D. Valenzuela-Galván, R.A. Medellín y M.E. Gompper. 2010. Vulnerable island carnivores: the endangered endemic dwarf procyonids from Cozumel Island. *Biodiversity Conservation*, 19:491-502.
- Martínez, Claudia I. 2008. Configuración territorial del turismo en las costas de la isla de Cozumel. *Teoría y Praxis*. 5: 343-357.
- Martínez Morales, M.A., A.D.Cuarón, O. E. Vázquez-Domínguez; D. Valenzuela-Galván; D. Pérez-Salicrup y A. Collantes-Chávez. 2014. Informe Final Proyecto: "Acciones de conservación y monitoreo de cuatro vertebrados endémicos críticamente amenazados de Isla Cozumel". PROCER 2014 – CONANP.
- Martínez-Morales, M. y A.D. Cuarón. 1999. *Boa constrictor*, an introduced predator threatening the endemic fauna in Cozumel Island, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 8: 957–963.
- Monroy-Vilchis, Octavio, Zarco-González, Martha M, Rodríguez-Soto, Clarita, Soria-Díaz, Leroy, & Urios, Vicente. 2011. Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. *Revista de Biología Tropical*, 59(1), 373-383
- Naranjo E.J. 2000. Estimaciones de abundancia y densidad en poblaciones de fauna silvestre tropical. En: Cabrera E., Mercolli C., Resquín R. (Eds.). Manejo de fauna silvestre en Amazonia y Latinoamérica. *CITES Paraguay, Fundación Moises Bertoni, Universidad de Florida*. Paraguay. pp. 37-46.

- Pacheco, Luis F. 2004. Monitoreo de grandes mamíferos en praderas altoandinas y bosques nublados de Bolivia. *Ecología austral*, 14(2), 121-133.
- Panebianco, M. V., Negri, M. F., Paso Viola, M. N. y Cappozzo, H. L. 2010. Evaluación de la condición corporal del delfín franciscana a través de indicadores indirectos. Conference: XIV Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur.
- Paredes-Barradas, Y. 2016. Filogeografía del mapache enano *Procyon pygmaeus* Merriam, 1901 (Mammalia: Carnivora: Procyonidae) en la isla de Cozumel, Quintana Roo, México.
- Penteriani, V., Gallardo, M. y Cazassus, H. 2002. Conspecific density biases passive auditory surveys. *Journal Field Ornithology* 73: 387-391.
- Prange S., Gehrt S. D. y Wiggers E. P. 2003. Influences of anthropogenic resources on raccoon (*Procyon lotor*) movements and spatial distribution. *Journal of Mammalogy*. Vol. 85, Pg 483-490.
- Rodríguez, L. C. R. 2015. Ecología espacial y patrones de actividad del tejón enano (*Nasua nelsoni* Merriam, 1901) de Isla Cozumel. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación- UAEM. Cuernavaca, Morelos.
- Romero-Nájera, I. 2004. Distribución, abundancia y uso de hábitat de *Boa constrictor* introducida a la Isla Cozumel. Tesis para obtener el grado de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Diario Oficial de la Federación, jueves 30 de diciembre de 2010.
- Segrado Romano, Palafox Muñoz Alejandro y Arroyo Lucinda. 2008. Medición de la capacidad de carga turística de Cozumel. *El periplo sustentable*. No. 13 pp. 13-61.
- Sih A, Ferrari M. C. O, y Harris D. J. 2011. Evolution and Behavioural responses to human-induced rapid environmental changes. *Evolutionary Applications*, Vol. 4, pg. 367-387.
- Soares, Denise *et al.* 2011. Capitales de la comunidad, medios de vida y vulnerabilidad social ante huracanes en la costa yucateca. Un acercamiento a través de la experiencia de San Felipe, Yucatán, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (Serie Técnica, 385), *Turrialba*.



- Valenzuela-Galván, D. and A. Cuarón. 2014. *Procyon pygmaeus*, Merriam 1901. Pygmy Raccoon. Pp. 574-575. In G. Ceballos (Ed.) *Mammals of Mexico*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 984 pages ISBN-13: 978-1421408439
- Walker R.S., Novaro A. J. y Nichols J. D. 2000. Consideraciones para la estimación de abundancia de poblaciones de mamíferos. Mastozoología Neotropical. *Journal Neotropical Mammal*; 7 (2):73-80
- Yorio, Pablo, Bertellotti, Marcelo, & García Borboroglu, Pablo. 2005. Estado poblacional y de conservación de gaviotas que se reproducen en el litoral marítimo argentino. *El hornero*, 20(1), 53-74.

**CAPÍTULO II- ÁREAS DE ACTIVIDAD DEL  
MAPACHE PIGMEO EN COZUMEL, QUINTANA  
ROO**



## 1. INTRODUCCIÓN

Para diseñar e instrumentar estrategias para el manejo y conservación de las especies, es esencial disponer de información adecuada sobre diferentes aspectos de su ecología (Lee *et al.* 2010). Uno de esos aspectos relevantes es el conocimiento sobre las necesidades espaciales de los individuos de una especie. Esto es conocido como el área de actividad (AA) o el ámbito hogareño (en inglés *home range*) de un individuo. Se puede definir como el espacio que necesita un animal para desarrollar sus actividades diarias que le permiten obtener alimento, refugio, encontrar pareja y reproducirse, así como tener sitios para descanso y crianza. Los movimientos esporádicos fuera de esta área no se consideran parte del área de actividad (Burt, 1943; Boitani y Fuller 2000).

Por lo tanto, el área de distribución espacial estimada para un animal coincide con la distribución de los recursos necesarios para la especie y debe estar vinculada de manera explícita a su mapa cognitivo (Powell y Mitchell, 2012). Las áreas de actividad pueden ser usadas de manera exclusiva o compartirse entre individuos de una misma especie, lo que depende en muy buena medida de la limitación de los recursos y de la intensidad de la competencia intraespecífica. Un área de actividad o parte de ella puede ser defendida para mantener un uso exclusivo de los recursos dentro de la misma (Burt, 1943; Young y Monfort, 2009; Solalinde-Vargas, 2014). Por otro lado, el área de actividad de una especie puede cambiar entre localidades o entre temporadas del año, lo que está relacionado con la variación espacial y temporal en la disponibilidad de recursos y con el comportamiento reproductivo de sus individuos (Van Moorter *et al.* 2009; Powell y Mitchell, 2012).

Por ejemplo, un estudio en Texas (Gehrt y Fritzell, 1998) reportó diferencias en las áreas de actividad del mapache continental *Procyon lotor* y la distribución espacial de los recursos. Documentaron que las hembras en temporada de sequía presentaban tamaños menores de áreas de actividad, pues se concentraban en sitios donde aún estaba el recurso hídrico. Como entre muchos otros mamíferos,

los patrones espaciales de las hembras están determinados principalmente por la distribución de recursos, mientras que los patrones espaciales de los machos se ven influenciados además por la distribución de las hembras.

En este contexto, la distribución y abundancia de los alimentos tienen efectos de amplio alcance sobre las especies (Gittleman y Harvey, 1982; Penteriani *et al.* 2002). Entonces las alteraciones en los ecosistemas juegan un papel importante en los patrones de movimiento de las especies, afectando por ejemplo, la forma en la que se dispersan dado que los diferentes tipos de cobertura en el paisaje presentan distintos niveles de riesgo o beneficio para las especies (Fahrig, 2007).

Por ejemplo, se han hecho estudios de las áreas de actividad de algunas especies en sitios urbanizados o con cierto impacto antropogénico y se encuentran diferencias con el tamaño de las áreas de actividad de sus individuos en hábitats naturales. Riley *et al.* (2003) estudiaron a lince (*Lynx rufus*) y coyotes (*Canis latrans*) en el sur de California y se reportó que las áreas de actividad de ambas especies eran de menor tamaño en esta zona que en hábitats naturales. Esto sugiere que la alta productividad de desperdicio alimenticio permite a los lince y coyotes satisfacer sus necesidades metabólicas. Sin embargo también las limitaciones de la fragmentación en el hábitat jugaban un papel en la reducción de sus áreas de actividad.

Por otra parte, dado que las especies difieren en su talla y por lo tanto en sus requerimientos energéticos, el área de actividad es diferente para cada especie (MacNab, 1963). Las especies de talla grande necesitan de grandes áreas para cubrir sus requerimientos energéticos, pues sus necesidades son mayores que las de una especie pequeña. Por ejemplo, Ceballos *et al.* (2005) reportan que en México el jaguar tiene un área de actividad aproximada de 30 km<sup>2</sup> mientras que los jaguares de Brasil o Venezuela, que presentan un talla mayor (>80kg), presentan un área de actividad cercana a los 180 km<sup>2</sup> (Medellín *et al.* 2002).

Del mismo modo, hay diferencia en las áreas de actividad en especies que presentan dimorfismo sexual. Gehrt y Fritzell, (1997) monitorearon los movimientos de mapaches adultos *Procyon lotor* en el Refugio de Vida Silvestre Welder, Texas, para identificar las diferencias en los tamaños de áreas de actividad entre machos y hembras, viendo también los cambios entre estaciones. Las áreas de actividad de los machos fueron mayores que las de las hembras en todas las estaciones. Por su parte, Monroy (2007) estudio el uso de hábitat y áreas de actividad del coyote (*Canis latrans*), una especie que presenta dimorfismo sexual. Reportando también áreas de actividad de mayor tamaño en machos, que en hembras.

Se sabe pues, que los individuos de las diferentes especies se mueven de acuerdo a sus requerimientos energéticos y necesidades fisiológicas. Estos movimientos concilian costos y beneficios asociados con diferentes actividades (Barraquand y Benhamou, 2008), este balance se aborda de manera teórica con la Teoría del Forrajeo Óptimo (TFO). La TFO considera los diferentes costos y ganancias vinculados a las decisiones que enfrentan todos los animales, en un contexto ecológico inmediato. De tal manera que predice que tendrán movimientos en los que el balance de los costos (asociados al gasto energético de moverse, al riesgo de depredación, a la competencia, a la búsqueda, manipulación, ingesta y digestión del alimento) y las ganancias (en particular la ganancia energética) sea positivo, ello independientemente del impacto acumulativo a largo plazo sobre el éxito reproductivo (Sinervo, 1997). Las áreas de actividad de las especies van a depender, en parte, de cómo los animales balancean las demandas en conflicto para forrajear, tomando en cuenta cuestiones de aprendizaje y memoria acerca de la distribución de los alimentos en su entorno (Berger-Tal *et al.*, 2009). Por otra parte, el tamaño corporal está claramente relacionado con los requerimientos energéticos de los animales, y de manera general, las especies de talla mayor requieren áreas de actividad mayores que las usadas por especies de talla media o pequeña. Así, las especies explotan áreas de actividad en proporción a su tamaño corporal (MacNab, 1963; Mieri *et al.* 2014).

Para *P. lotor*, especie de la cual se tienen una gran cantidad de estudios, se tienen registros de áreas de actividad en promedio de 1.51 km<sup>2</sup> (Atwood *et al.* 2009) en áreas naturales y en áreas alteradas/perturbadas se registran AA en promedio de 22.5 – 52.8 ha (Prange *et al.* 2003). Para el mapache pigmeo, la información disponible sobre las áreas de actividad se basa en datos preliminares, donde se estima un área de actividad aproximada de 70 ha (Cuarón *et al.* 2009). Debido a que esta especie endémica presenta características que ajustan con lo descrito en la regla insular o regla de Foster (1964), es posible que la ecología espacial pueda mostrarse diferente a su congénere continental. Como se dijo anteriormente, las especies se mueven de acuerdo a sus requerimientos energéticos y necesidades fisiológicas (MacNab, 1963; Barraquand y Benhamou, 2008), además van a depender en buena medida, de cómo los animales balancean las demandas en conflicto.

Por lo anterior, en este capítulo se exploró las áreas de actividad en dos sitios de la isla, para poder obtener datos precisos sobre el tamaño de las áreas de actividad y su traslape. Estos datos son importantes porque ayudan a comprender mejor la dinámica poblacional y evaluar la importancia de las áreas críticas para la conservación de las especies.

## **2. JUSTIFICACION**

Los estudios ecológicos de las poblaciones de carnívoros son importantes para conocer las tendencias en el comportamiento de las especies a lo largo de un espacio y tiempo determinado, y en algunas ocasiones para conocer en qué momento se debe hacer algún tipo de control (Gallina y López-González, 2011).

Existen diferentes trabajos sobre esta especie endémica (McFadden, 2004; Cuarón *et al.*, 2004 y 2009; McFadden *et al.*, 2010; de Villa-Meza *et al.*, 2011; Valenzuela-Galván y Cuarón, 2014). Sin embargo, salvo una estimación preliminar (Cuarón *et al.*, 2009), no se ha estudiado a detalle el tamaño de sus áreas de actividad. Por lo que es fundamental enfocarse a estimar el tamaño de las áreas

de actividad, y que se sustenten acciones para la conservación de esta especie críticamente amenazada.

### **3. OBJETIVO GENERAL**

Determinar el tamaño de las áreas de actividad de *Procyon pygmaeus* en Cozumel, Quintana Roo.

#### **3.1 OBJETIVOS PARTICULARES**

- Estimar el tamaño de las áreas de actividad de individuos de *Procyon pygmaeus* y el tamaño de sus áreas núcleo.
- Evaluar si esto difiere entre sexos.
- Estimar el grado de traslape en las áreas de actividad entre individuos de *Procyon pygmaeus*.

### **4. HIPÓTESIS Y PREDICCIONES**

Debido a que *Procyon pygmaeus* presenta dimorfismo sexual y que los individuos explotan determinadas áreas de actividad en proporción a su tamaño corporal, entonces, se espera que en promedio las áreas de actividad de *P. pygmaeus* sean diferentes entre sexos, mayores para los machos que para las hembras y que sean de menor tamaño que las de su congénere continental, *P. lotor*. Además, si se considera que en general, el éxito reproductivo de las hembras se basa en la capacidad de explotar los recursos, mientras que el éxito reproductivo de los machos se acopla a la capacidad de encontrar y aparearse con el mayor número de hembras, se espera que los machos tengan mayor porcentaje de traslape con las hembras.

### **5. MÉTODOS**

#### **5.1 ÁREA DE ESTUDIO**

El área de estudio se realizó en la Isla Cozumel, los sitios de muestreo y la descripción se localiza en el capítulo I.

## 5.2 OBTENCIÓN DE DATOS

La descripción de la captura y el marcaje de individuos se encuentran en el Capítulo I.

## 5.3 RADIOTELEMETRÍA

La radiotelemedría es una técnica que se usa para conocer la posición y patrón de actividad del animal silvestre que porta un radio-collar, éste emite una señal detectada por un receptor (Gallina y López-González, 2011). Esta técnica es una gran herramienta para estudios con especies difíciles de observar y seguir. Además se ha utilizado para diferentes especies como aves, reptiles, grandes mamíferos, y particularmente para varias especies de carnívoros medianos (Cuarón *et al.* 2009; Beasley y Rhodes, 2010; Servín *et al.* 2014; Solalinde-Vargas, 2014).

Los datos de radiotelemedría se colectaron durante 6 meses (de febrero de 2017 a julio de 2017). Para el caso particular del seguimiento de radiotelemedría se concentró en dos sitios, el sitio de transición del campo de golf del Cozumel Country Club y el sitio de Manglar en el extremo noreste de la isla. Esto dado a que solo se logró la captura de un individuo en el centro de la isla. Para el seguimiento a los animales marcados con radio-collar, se usó equipo de recepción manual; antenas Yagi de cinco elementos y receptores portátiles (marca Wildlife materials, modelo TRX-1000s). La localización de los individuos radioequipados se realizó mediante la técnica de triangulación. En cada sitio, se ubicaron dos estaciones con una separación aproximadamente de 600 m, desde los cuales se captó simultáneamente la señal del radio-collar. En ambos sitios fue relativamente fácil el seguimiento de los individuos dado que existen torres de 6 a 20 metros de altura (fuera del club de golf es una torre para rapel y en el sitio de manglar es una torre colocada por la CONANP para la observación de varias especies).





**Figura 5.** Torre de México Adventures para recreación (izquierda) y torre de CONANP (derecha).

Se procuró obtener la localización de cada individuo marcado con collar de radiotelemetría seis veces por semana en diferentes horarios (durante tormentas eléctricas, se suspendía la sesión). Además se hicieron sesiones de seguimiento de 12 horas, diurnas y nocturnas, en las que se obtuvo la localización de cada individuo marcado cada hora. Esto para obtener más detalles sobre sus movimientos y patrones de actividad. Estas sesiones intensivas fueron una nocturna y una diurna por mes.

### **5.3.1 ÁREAS DE ACTIVIDAD**

Para estimar las áreas de actividad de cada individuo, se consideró únicamente las localizaciones con independencia estadística (se utilizó el índice de Schoener). Se usó la extensión Home Range para ArcView Gis 3.2 y se calculó las áreas de actividad tanto por el método del polígono convexo mínimo (PCM) como por el Método Fijo de Kernel (MFK), con el 95% de los datos disponibles para cada animal al final del periodo de seis meses de seguimiento. También se

calculó el área núcleo para cada individuo con ambos métodos, utilizando el 50% de los datos (White y Garrot, 1990). Los valores resultantes se promediaron para cada sexo y posteriormente se evaluó si difieren entre hembras y machos. Además se superpusieron las AA de todos los individuos para identificar si existía traslape.

El PCM es el método de estimación de área de actividad más utilizado y permite comparar con otros estudios; mientras que el estimador Kernel fijo es el más recomendado pues tiende a disminuir el error en el borde (Kernohan *et al.* 2001).

#### **5.4 ANÁLISIS DE DATOS**

Los valores resultantes de las localizaciones, se promediaron para cada sexo y posteriormente se evaluó si difieren entre hembras y machos. Para determinar si hay diferencias en las áreas de actividad entre machos y hembras se hizo una prueba de U de Mann-Whitney. También se hizo la prueba para estimar si existen diferencias entre sexos y el área núcleo. Todo esto se hizo con ayuda del programa Statistica 7.

## 6. RESULTADOS

Con un esfuerzo de muestreo de 3150 noches/trampa, se capturó a 108 animales; de los cuales 49 individuos son de *Procyon pygmaeus*; 31 fueron machos (8 juveniles y 23 adultos) y 18 hembras (una cría, 6 juveniles y 11 adultas). En el sitio de Selva Media (CAPA) solo se logró capturar a un individuo. El esfuerzo de captura corresponde a 1.5 %. En total se obtuvieron 50 eventos de recaptura, el 54 % de las recapturas fue de machos y el 46 % de hembras.

De los 49 individuos capturados, 11 fueron equipados con radiocollar, 5 hembras y 6 machos (todos individuos adultos). En el sitio de transición se equiparon a 6 individuos y en el sitio de manglar a 5 individuos. Se obtuvieron entre 160 a 600 localizaciones por individuo. Se realizó el análisis estadístico de independencia bajo el Índice de Schoener (valores  $< 1.6$  y  $> 2.4$ ) para obtener las localizaciones independientes, por lo tanto, entre 50-155 localizaciones independientes por individuo se utilizaron para calcular las áreas de actividad.

Individuo	Sexo	Edad	Lon t. (mm)	Peso (kg)	Lugar de captura	Localizaciones independientes	Radiocollar (MHz)
H425	H	A	720	3250	ZT	137	164.425 A
M475	M	A	740	4500	ZT	53	164.475 A
M485	M	A	855	4800	ZT	155	164.485 A
H407	H	A	710	3300	ZT	106	164.407 A
H599	H	A	690	4050	ZT	83	164.599 A
H800	H	A	715	310	ZT	120	164.800 A
M189	M	A	760	3300	ZM	130	164.189 A
M385	M	A	565	3400	ZM	125	164.385 A
M447	M	A	820	4400	ZM	130	164.447 A
M465	M	A	700	3250	ZM	125	164.465 A
H760	H	A	665	3000	ZM	78	164.760 A

**Cuadro 10.** Características generales de los individuos de *P. pygmaeus* radioequipados.

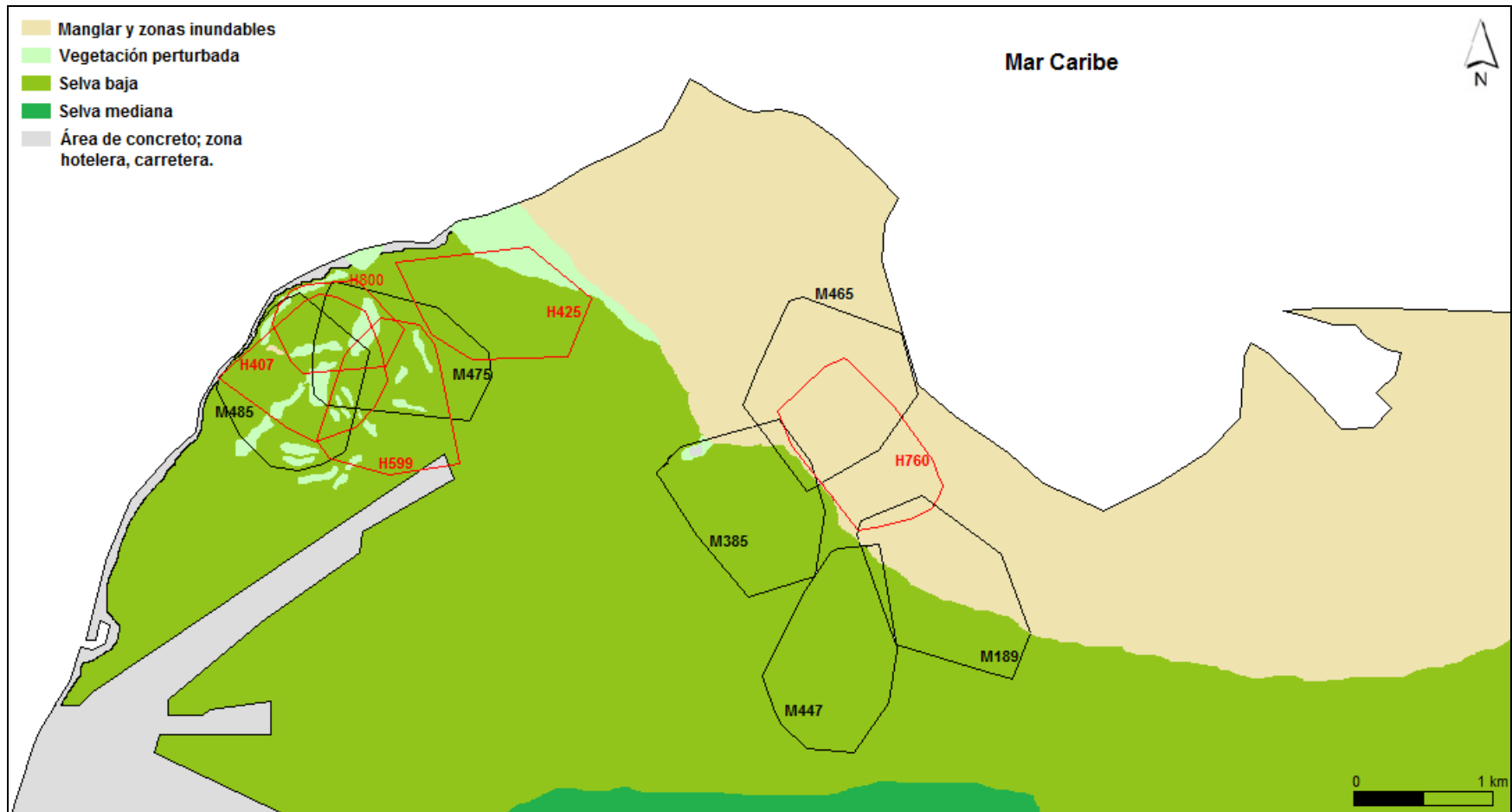
Los individuos capturados y radioequipados dentro de la zona de transición (ZT) se siguieron de febrero a Julio del 2017. Para el caso particular del individuo M475 (macho), a mediados de marzo fue atropellado, se logró recuperar el radiocollar y dado que se tienen bastantes datos de este individuo, se pudo obtener su área de actividad. Mientras que los individuos de la zona de manglar (ZM) se siguieron de marzo a julio del 2017.

### Polígono Convexo Mínimo

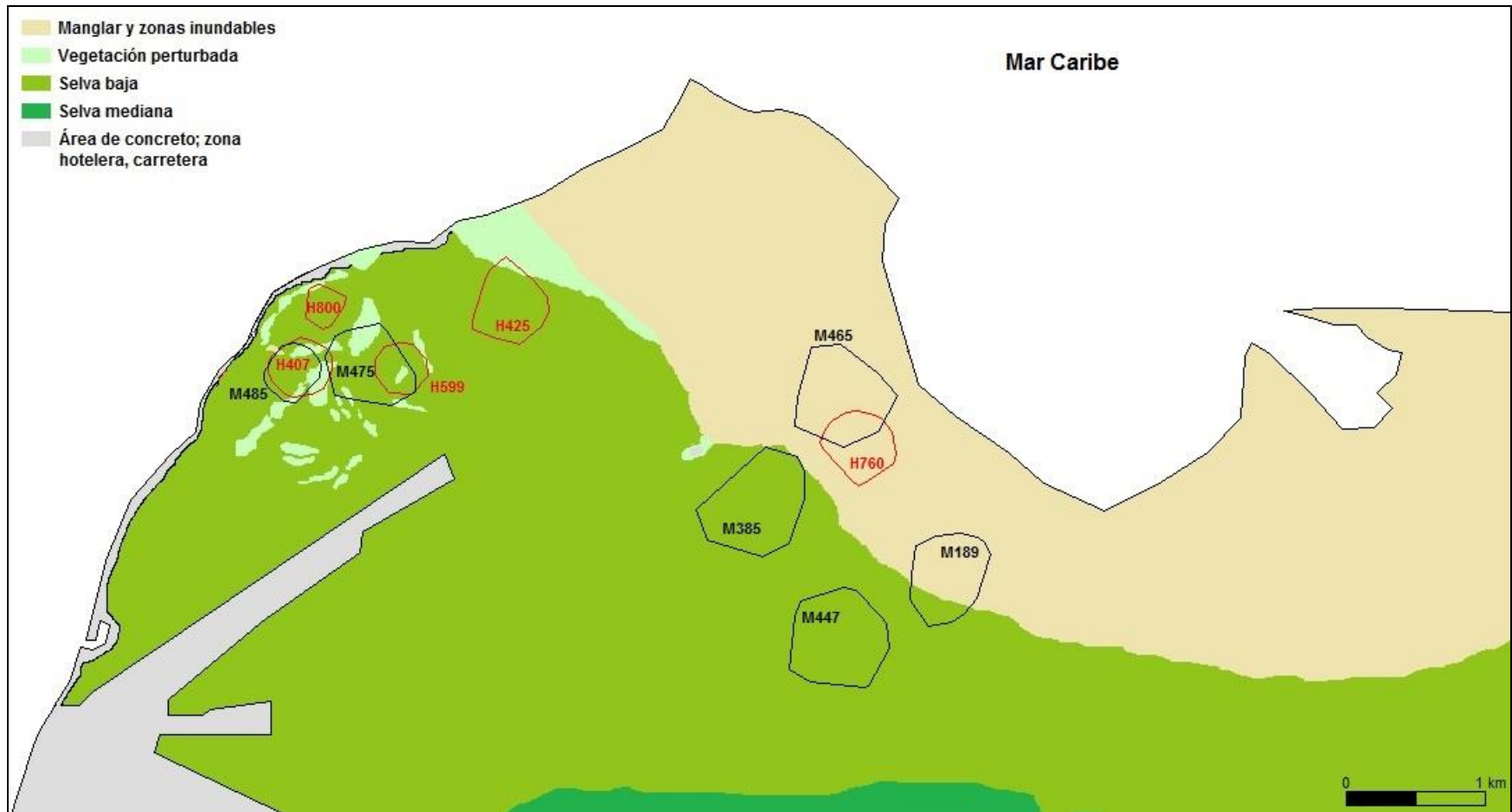
De acuerdo al método PCM, el tamaño del área de actividad promedio de los individuos de *P. pymaeus* es de  $96.9 \pm 18.8$  ha, mientras que la zona núcleo en promedio es de  $25.8 \pm 13.1$  ha. Para el caso particular de las hembras, se registró áreas de actividad promedio de  $81.86 \pm 17.48$  ha y áreas núcleo en promedio de  $16.22 \pm 7.13$  ha. En el caso de los machos, se registró áreas de actividad promedio de  $92.81 \pm 40.43$  ha, mientras que el área núcleo en promedio es de  $33.86 \pm 11.72$  ha.

**Cuadro 11.** Tamaño de las áreas de actividad y áreas núcleo con el método del PCM de mapaches pigmeos radioequipados.

Individuo	Sexo	Edad	Lugar de captura	Localizaciones independientes	PCM 95% (ha)	PCM 50% (ha)
H425	H	Adulto	ZT	137	88.7	24.6
H407	H	Adulto	ZT	106	87.4	16.2
H599	H	Adulto	ZT	83	89.5	11.9
H800	H	Adulto	ZT	120	50.8	6.9
H760	H	Adulto	ZM	78	92.9	21.5
<b>Hembras X (ES)</b>					<b>81.86 (17.48)</b>	<b>16.22 (7.13)</b>
M475	M	Adulto	ZT	53	103.9	30.1
M485	M	Adulto	ZT	155	101.3	13.3
M189	M	Adulto	ZM	130	111.5	31.5
M385	M	Adulto	ZM	125	109.3	44.3
M447	M	Adulto	ZM	130	109.5	43.3
M465	M	Adulto	ZM	125	121.4	40.7
<b>Machos X (ES)</b>					<b>109.4 (6.98)</b>	<b>33.83 (11.72)</b>



**Figura 6.** Áreas de actividad (PCM 95%) de individuos *P. pygmaeus* radioequipados en la zona de transición y en la zona de manglar. Las AA de hembras representadas con líneas rojas y machos con líneas negras.



**Figura 7.** Áreas núcleo (PCM 50%) de individuos radioequipados en la zona de transición y zona de manglar en el noroeste de la Isla Cozumel. Las AA de hembras representadas con líneas rojas y para los machos con líneas negras.

Por otro lado, se observó que en la distribución espacial, las áreas de actividad tienen mucho traslape (Figuras 6 y 7). Para el caso de los individuos de la zona de transición, fue mayor el porcentaje de traslape (en promedio representa el 35.84% de traslape). En el caso de las áreas núcleo, el macho M475 se traslapó con dos hembras H599 y H407 (26.5% y 19.9% respectivamente). Esta última (H407) también se traslapó un 72.8 % con el macho M485. En la zona de manglar el porcentaje de traslape fue en promedio de 13.67%. En cuanto a las áreas núcleo, el macho M465 se traslapó un 17.8 % con la hembra H760.

**Cuadro 12.** Porcentaje de traslape espacial entre las áreas de actividad de individuos en la ZT.

**Traslape de Áreas de actividad de individuos en la zona de transición (%)**

Individuo	M425	M407	M800	M599	M475	M485
H425					8.89	
H407			34.45	23.03	36.68	69.65
H800		34.45		10.7	33.2	26.02
H599		23.03	10.7		48.19	16.82
M475	8.89	36.68	33.2	48.19		21.66
M485		69.65	26.02	16.82	21.66	

**Cuadro 13.** Porcentaje de traslape espacial entre las áreas de actividad de individuos en la ZM.

**Traslape de áreas de actividad de individuos en la zona de manglar (%)**

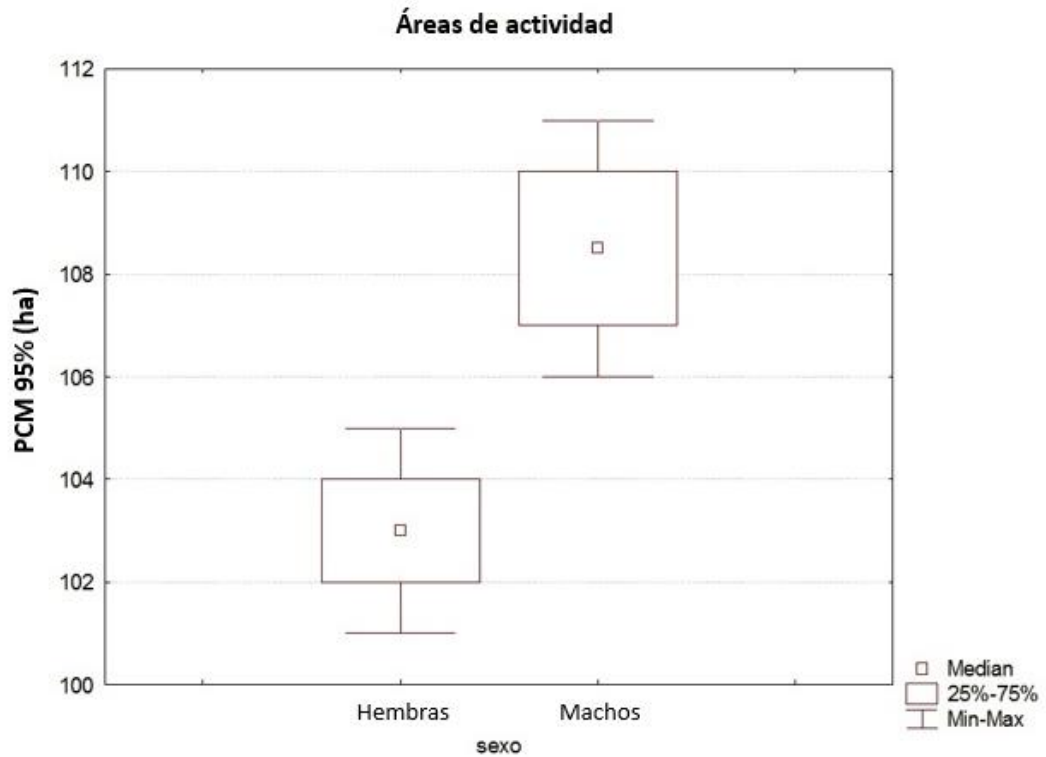
Individuo	M189	M385	M447	M465	M760
M189			6.71		6.04
M385				9.03	1.2
M447	5.33				
M465		9.03			50.46
H760	6.04	1.2		50.46	

Dado que no se pudo radioequipar al mismo número de hembras y machos por sitio (ZT: 4 hembras y 2 machos, ZM: 4 machos y una hembra), no se pudo

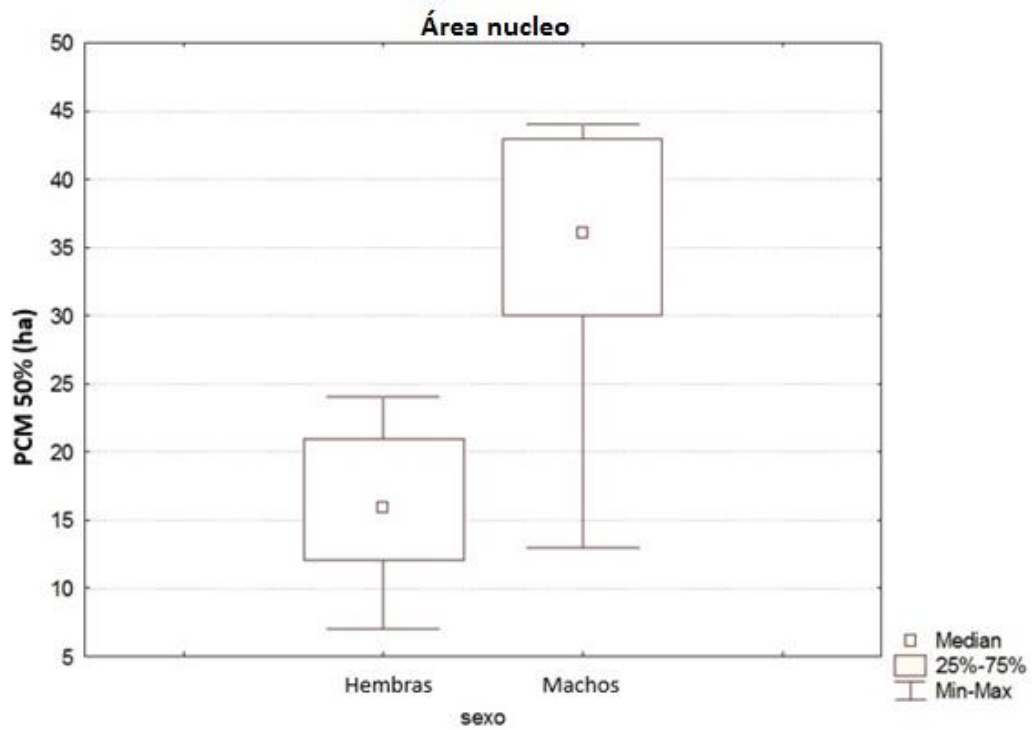
realizar comparaciones entre sexos por sitio. Sin embargo, se hizo la comparación en general por sexo.

Claramente en las imágenes (Figura 7 y 8) se puede observar que los machos presentan áreas de actividad de mayor tamaño que las hembras, lo mismo sucede al observar las áreas núcleo, se ven de mayor tamaño para los machos. Así pues, la prueba de U de Mann-Whitney demostró que si existen diferencias significativas en las áreas de actividad entre hembras y machos (g.l.= 10,  $p= 0.006$ ; figura 10). Los machos muestran áreas de actividad de mayor tamaño que las hembras. De la misma forma, la prueba demostró que hay diferencias significativas entre el tamaño del área núcleo y el sexo (g.l.=10,  $p= 0.02$ ; figura 11), siendo mayor en machos que en hembras.





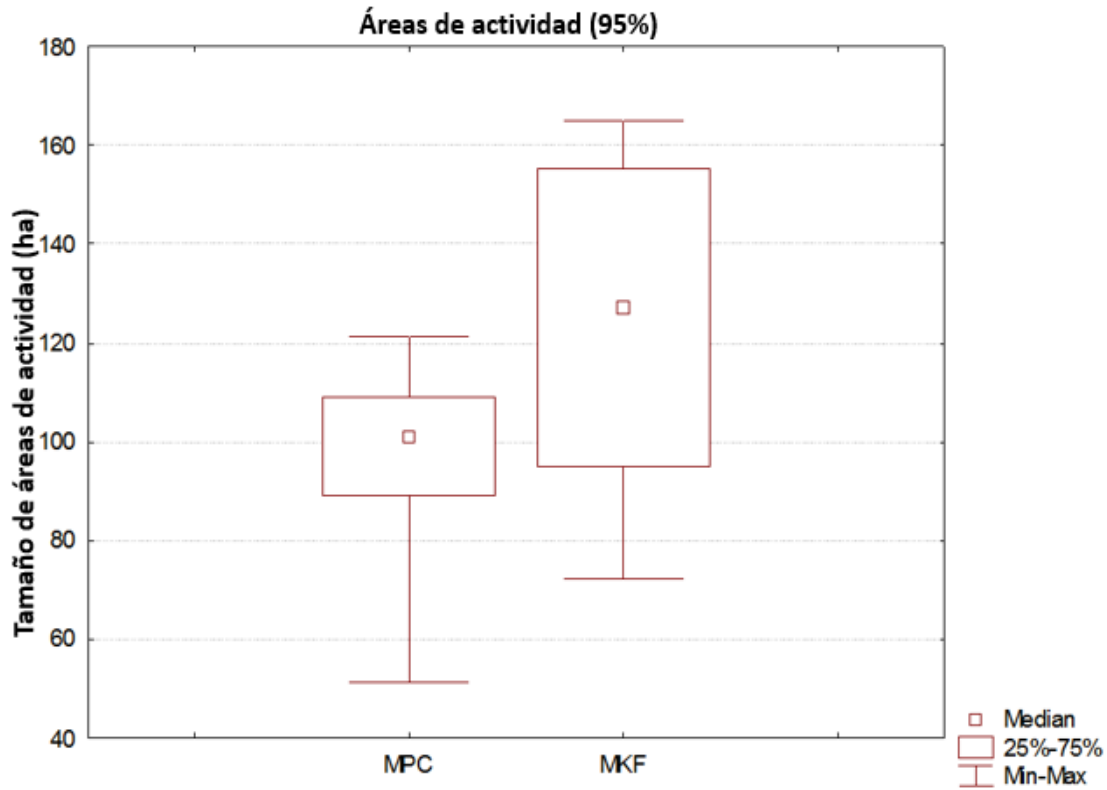
**Figura 8.** Diferencias de tamaño en las áreas de actividad entre hembras y machos de individuos *P. pygmaeus*, mediante el método del PCM al 95%.



**Figura 9.** Diferencias de tamaño en el área núcleo entre sexos de *P. pygmaeus* con PCM al 50%.

## Método Fijo de Kernel

Las áreas de actividad obtenidas con este método, son visiblemente mayores que con PCM (Cuadros 11 y 14). Además se hizo una prueba que demostró que hay diferencias significativas entre el tamaño de AA con ambos métodos (g.l.= 21,  $p= 0.04$ ; figura 12).



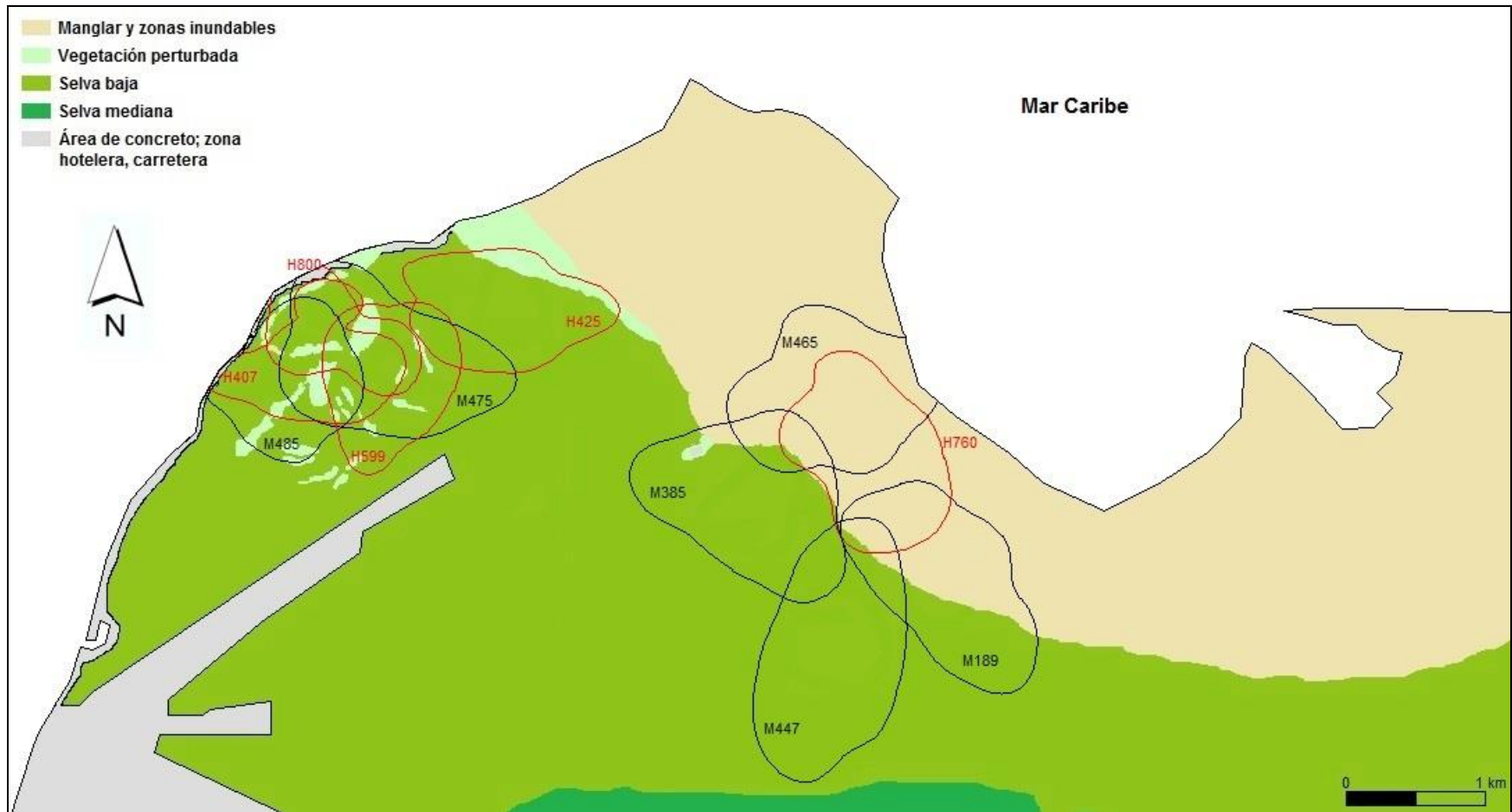
**Figura 10.** Diferencias entre las áreas de actividad promedio de *P. pygmaeus* con el PCM y MFK (95%).

Los individuos de *P. pygmaeus* mostraron AA en promedio de  $123.31 \pm 31.20$  ha, mientras que el área núcleo en promedio es de  $27.10 \pm 12.96$  ha. Las hembras mostraron áreas de actividad promedio de  $99.92 \pm 20.43$  ha y el área núcleo mostrada es en promedio de  $18.76 \pm 10.02$  ha. En el caso de los machos, su área de actividad promedio fue de  $146.80 \pm 24.71$  ha, mientras que el área núcleo en promedio es de  $34.06 \pm 11.31$  ha.

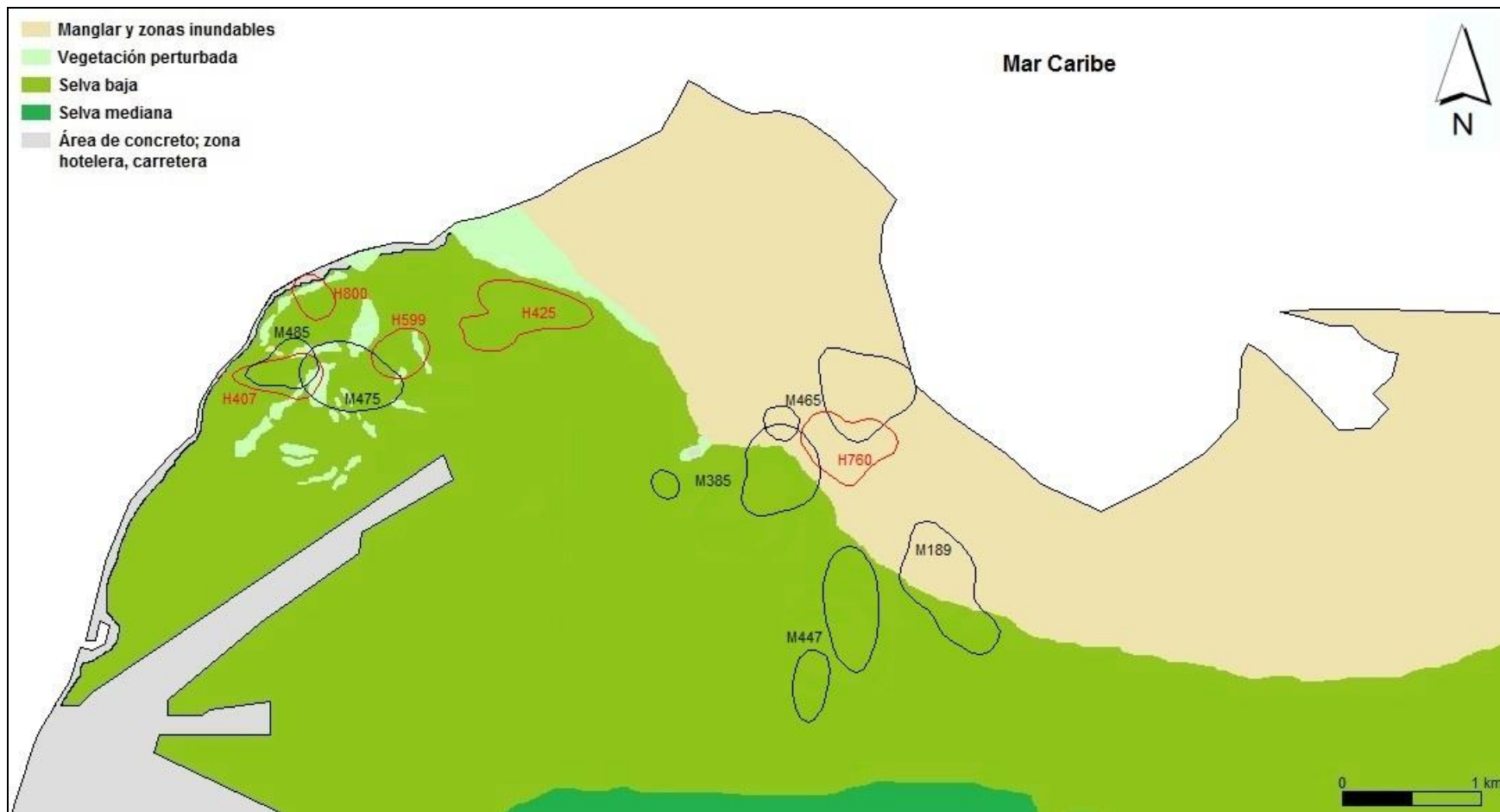
Individuo	Sexo	Edad	Lugar de captura	Localizaciones independientes	MFK 95% (ha)	MFK 50% (ha)
H425	H	Adulto	ZT	137	109.7	31.2
H407	H	Adulto	ZT	106	92.8	15.2
H599	H	Adulto	ZT	83	98.5	12.3
H800	H	Adulto	ZT	120	71.73	7.8
H760	H	Adulto	ZM	78	126.9	27.3
<b>Hembras X (ES)</b>					99.92 (20.43)	18.76 (10.02)
M475	M	Adulto	ZT	53	154.6	30.7
M485	M	Adulto	ZT	155	95.4	13.5
M189	M	Adulto	ZM	130	143.1	41.2
M385	M	Adulto	ZM	125	155.8	33.4
M447	M	Adulto	ZM	130	164.8	41.8
M465	M	Adulto	ZM	125	142.52	43.8
<b>Machos X (ES)</b>					142.8 (24.71)	34.06 (11.31)

**Cuadro 14.** Promedios de áreas de actividad (95 %) y áreas núcleo (50 %) mediante el MFK.

Por otro lado, en la distribución espacial de las áreas de actividad se observó el traslape (Figuras 11 y 12). Para el caso de los individuos de la zona de transición, al igual que paso con el método PCM, existe mayor porcentaje de traslape entre los individuos (en promedio representa el 43.43 % de traslape; Cuadro 15) que en la zona de manglar. En el caso de las áreas núcleo, el macho M475 se traslapó con las hembras H599 y H407 (5.2 % y 12.37 % respectivamente), además con el macho M485 (8.46 %). El macho M485 también se traslapó con la hembra H407 un 74.81 % y con el macho M475 un 19.25 %. En la zona de manglar el porcentaje de traslape promedio es de 20.86 % (Cuadro 16). En cuanto a las áreas núcleo, el macho M465 se traslapó con la hembra H760 (11.8 %) y el macho M385 (4.7 %). El macho M385 se traslapó con la hembra H760 (4.19 %) y el macho M465 (6.28 %). Finalmente la hembra H760 se traslapó con M465 (19.4 %) y M385 (5.12 %).



**Figura 11.** Áreas de actividad de individuos radioequipados en la zona de transición y en la zona de manglar con el MFK (95%). Líneas rojas representan AA de hembras y líneas negras AA de machos.



**Figura 12.** Áreas núcleo con el MFK (50%) de individuos radioequipados en la zona de transición y zona de manglar.

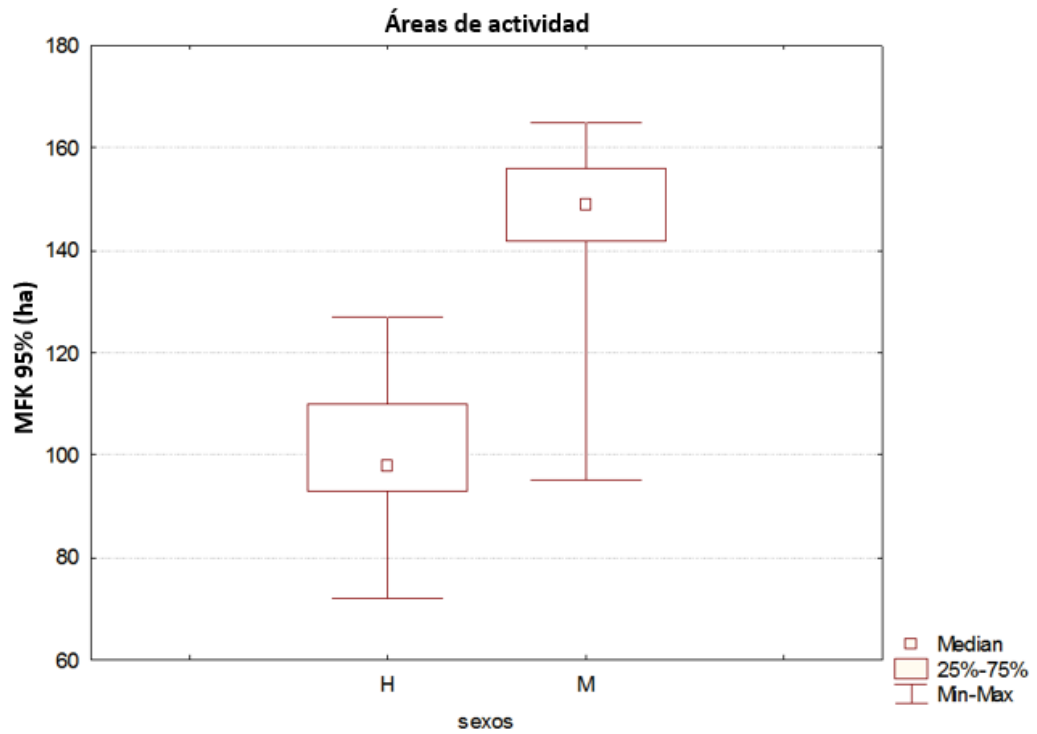
<b>Traslape de áreas de actividad de individuos en la zona de transición (%)</b>						
<b>Individuo</b>	<b>M425</b>	<b>M407</b>	<b>M800</b>	<b>M599</b>	<b>M475</b>	<b>M485</b>
<b>H425</b>				10.41	16.35	
<b>H407</b>			53.3	38.2	75.29	73.16
<b>H800</b>		68.96		47.83	85.22	43.35
<b>H599</b>	11.6	35.98	34.83		85.22	16.73
<b>M475</b>	11.6	45.19	39.54	54.45		28.23
<b>M485</b>		71.17	32.59	17.27	45.75	

**Cuadro 15.** Porcentaje de traslape en la distribución espacial de los individuos en la zona de transición MFK.

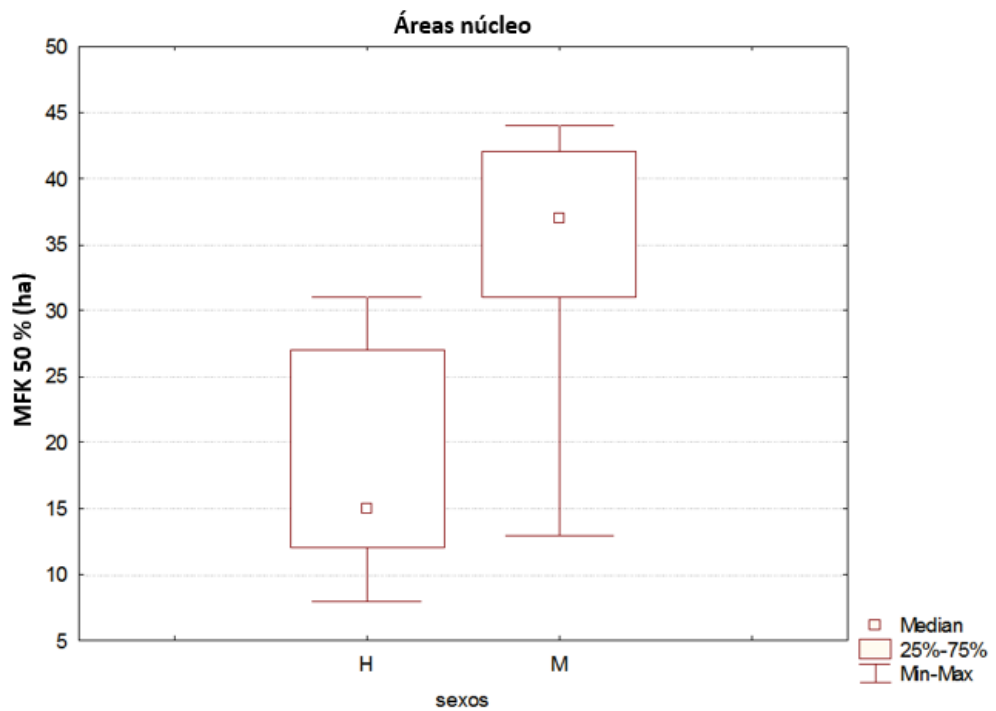
<b>Traslape de áreas de actividad de individuos en la zona de manglar (%)</b>					
<b>Individuo</b>	<b>M189</b>	<b>M385</b>	<b>M447</b>	<b>M465</b>	<b>M760</b>
<b>M189</b>			14.5		22.87
<b>M385</b>			10.47	15.19	9.11
<b>M447</b>	12.59	9.9			19.86
<b>M465</b>		16.61			46.28
<b>H760</b>	25.79	11.18	25.79	51.98	

**Cuadro 16.** Porcentaje de traslape espacial en individuos de la zona de manglar con el MFK.

Una prueba U de Mann-Whitney demostró que existen diferencias significativas en las áreas de actividad de hembras y machos (g.l.= 10, p= 0.02; Figura 13), siendo mayor las AA de los machos. De la misma forma, la prueba demostró que hay diferencias en el tamaño del área núcleo (g.l.=10, p= 0.03; Figura 14).



**Figura 13.** Diferencias de tamaño en las áreas de actividad entre hembras y machos de individuos *P. pygmaeus*, mediante el MFK al 95%.



**Figura 14.** Diferencias de tamaño en las áreas de actividad entre hembras y machos de individuos *P. pygmaeus*, mediante el MFK al 50 %.

## 7. DISCUSIÓN

Los recientes avances en la tecnología, en particular de los micro-dispositivos de transmisión, han permitido a los biólogos de campo explorar de forma remota a los animales que se desplazan libremente (Gallina y López-González, 2011; White y Garrott, 2012). La radiotelemetría es una técnica muy valiosa que nos permite conocer algunos aspectos sobre la conducta de las especies y ha sido empleada en varios estudios de mamíferos medianos y pequeños (Kenward, 2001; Prange *et al.* 2003; Beasley *et al.*, 2007; Davies *et al.*, 2013).

Existe únicamente un estudio con datos muy limitados acerca de las AA de *Procyon pygmaeus*, donde se radioequiparon a individuos de mapache pigmeo en un sitio en la zona noroeste y obtuvieron datos de AA en promedio de 70 ha ( $n < 6$ ; datos no publicados durante la tesis de García-Vasco, 2005; datos publicados en Cuarón *et al.* 2009). Sin embargo, fue un trabajo que se realizó en un corto periodo de tiempo y con un bajo número de individuos, de ahí la carencia de datos. En este trabajo se complementa la descripción de las AA de este prociónido en peligro de extinción, información importante para perfeccionar las acciones para su conservación.

Se radioequipó a un mayor número de individuos que en el estudio preliminar, además de se realizó en dos sitios de la zona Noroeste de la isla. Para estimar el tamaño de las áreas de actividad de *P. pygmaeus* se utilizó dos métodos. El método del PCM es el más antiguo y más utilizado, tiene una alta sensibilidad al tamaño de muestra y a valores atípicos, pero tiene cierto grado de sesgo (Börger *et al.*, 2006). Sin embargo se utiliza en la actualidad con fines comparativos (Jetz *et al.*, 2004). Por otro lado, el Método Fijo de Kernel puede notar múltiples centros de actividad por la densidad de ubicaciones (Kenward 2001; Kernohan *et al.*, 2001; Jetz *et al.*, 2004) y se ha convertido en el método de elección para los estudios de áreas de actividad (Börger *et al.*, 2006). Los individuos de *P. pygmaeus* en general mostraron AA en promedio de  $96.9 \pm 18.8$



ha (PCM 95%) y  $123.31 \pm 31.20$  ha (MFK 95%). El tamaño de AA con el MFK es significativamente mayor que al obtenido por el método de PCM.

Por su parte, la especie continental *Procyon lotor* presenta en hábitats naturales AA en promedio de 266 ha para machos y 122 ha para hembras (Kamler y Gipson, 2003). En sitios fragmentados por la agricultura, los mapaches muestran AA alrededor de las 90 ha y AN en promedio de 20 ha (Beasley *et al.*, 2007). Por otra parte, Bartoszewicz *et al.*, (2008) presentan datos preliminares del tamaño de AA del mapache en el oeste de Polonia. En promedio presentaron AA de 1 km<sup>2</sup> en áreas suburbanas y 10 km<sup>2</sup> en el área pantanosa del Parque Nacional Warta Mouth (n= 10). Otro ejemplo es el de individuos en Ontario, Canadá, que mostraron AA en promedio de  $3.91 \pm 6.15$  km<sup>2</sup> (Rosatte *et al.* 2010).

Los resultados presentados en este trabajo, indican AA de menor tamaño que las del mapache continental (>200 ha). Esto es consistente con la teoría, las AA para los carnívoros (y en general para los mamíferos) van a depender en buena medida, del tamaño corporal y por lo tanto de los requerimientos metabólicos (Gittleman y Harvey, 1982). Dado que *P. pygmaeus* es menos corpulento que *P. lotor* (20% más pequeño), es común pensar que estos mapaches van a explorar áreas de menor tamaño ya que sus requerimientos metabólicos son menores. Sin embargo, para el caso de AA en zonas perturbadas, el mapache pigmeo muestra un mayor tamaño de AA (AA= 103.8 ha y AN= 18.45 ha) que el mapache continental. La explicación a esto podría estar relacionada a que hay menor densidad de individuos y a la ausencia de depredadores. Ya que en la Isla Cozumel no existe ninguna especie reportada como depredador natural de *Procyon pygmaeus*.

Los resultados apoyan la hipótesis de diferencias en el tamaño de AA por sexo. *P. pygmaeus* es una especie que presenta dimorfismo sexual, y como se mencionó anteriormente, los individuos van a explorar las áreas de acuerdo a su tamaño corporal y sus requerimientos metabólicos (Meiri *et al.* 2010; Proctor *et al.* 2011). El tamaño de áreas de actividad a través de los dos métodos mostró diferencias estadísticamente significativas entre sexos (Figuras 8, 9, 13 y 14). El

tamaño de las AA de los machos es mayor que el AA de las hembras (M= 109 - 142 ha y H= 81 - 92 ha, MFK 95%). Esta situación encaja a que el éxito reproductivo de los machos se acopla a la capacidad de encontrar y aparearse con el mayor número de hembras (Gehrt y Fritzell, 1998; Gehrt, 2003). Entonces los machos deben de estar explorando áreas de mayor extensión debido a que sus requerimientos energéticos son mayores al de las hembras.

Estos datos coinciden con lo reportado por Lehman (1984) y Kamler y Gitson (2003), donde los machos muestran áreas de actividad de mayor tamaño que las hembras (M= 266 ha y H= 122 ha/ M=486 ha y H= 264 ha, respectivamente). También Pitt *et al.* (2008) reportan diferencias en las AA de los mapaches en Manitoba, Canada, donde los machos muestran AA cuatro veces más grandes al de las hembras ( $15.6 \text{ km}^2 \pm 1.5$  y  $4.4 \pm 0.4 \text{ km}^2$ , machos y hembras respectivamente). Sin embargo, estos estimativos deben exceder el promedio de AA de mapaches continentales, ya que se llenaron acabo en sitios en su mayoría conservados, donde la distribución de los recursos podría ser exuberante. En contraste, Beasley (2005) encontró AA de menor tamaño en sitios urbanizados, pero con diferencias en los tamaños de AA por sexos. Los machos mostraron áreas de actividad de  $92 \pm 6$  ha y las hembras de  $58 \pm 7$  ha, estos datos han sido los más pequeños reportados para hábitats fragmentados.

A pesar de que no se pudo hacer un análisis estadístico para saber si existen diferencias en los tamaños de AA por sitios, los promedios e imágenes de las AA, nos indican que el tamaño de estas difiere entre sitios. La zona de manglar, es un área compuesta primordialmente por vegetación inundable y que está dentro del Área de Protección de Flora y Fauna “La porción norte y la franja costera oriental, terrestres y marinas de Cozumel”. Desafortunadamente, este sitio se encuentra bajo una presión antrópica por el ecoturismo (las continuas salidas del muelle hacia la Isla Pasión y las excursiones por carros buggy). El otro sitio es la zona de transición, que es un área que presenta características de urbanización que promueve que los individuos estén bajo algún índice de estrés y su expectativa de vida disminuya (ya que se encuentra aún lado de carreteras).

Entonces, es lógico que las AA sean de menor tamaño en la ZT, ya que se sabe que la urbanización disminuye los espacios donde los individuos se mueven/expanden, además de que hay menos áreas disponibles para establecerse (Gehrt *et al.*, 2009; Beasley *et al.*, 2010; Mäkeläinen *et al.*, 2016). Sumando además que los recursos artificiales abundantes (basura) y relativamente estables típicos de las áreas urbanizadas, contribuyen a reducir el tamaño y aumentar la estabilidad en estas áreas (Prange *et al.*, 2003; Sih *et al.*, 2011). Recientemente, Farrera (2017) reportó el tamaño de áreas de actividad del mapache en un Parque Nacional de Costa Rica, un sitio muy atractivo para los turistas. Farrera reportó que los movimientos de los individuos se ven influenciados por la actividad turística y las AA van de 11 a 19.5 ha. Este tamaño ha disminuido con los años, debido principalmente al crecimiento de las alteraciones por alta densidad de turistas. En este estudio, la mayoría de las AA de los individuos en la ZT (Figuras 6 y 11) convergen en el borde noreste de la Isla (la zona Hotelera Norte). Es visible que la abundancia y la distribución de los recursos antropogénicos, están afectando profundamente los movimientos y la distribución espacial de los mapaches pigmeos.

Esta situación cumple con las características que aborda la teoría del Forrajeo Óptimo (TFO). Dicha teoría explica que los individuos utilizan los recursos disponibles en su entorno, balanceando sus demandas, pero maximizando el beneficio (Krebs y Davies, 1984). De tal manera que los individuos van a elegir siempre la mejor opción disponible. Así mismo, la teoría de la distribución libre ideal de Fretwell y Lucas (1970), que deriva de la teoría de forrajeo óptimo, propone que los animales van a distribuirse entre las alternativas existentes en relación con la calidad de esas alternativas, es decir, cada animal va a elegir la alternativa que le proporcione el máximo beneficio. Los mapaches están encontrando en ciertas zonas (zona hotelera) bastante recurso alimenticio (basura), entonces no tienen necesidad de recorrer mayores extensiones de terreno.

Lo anterior se ve reflejado en las imágenes, en el número de observaciones en la zona hotelera y en los porcentajes de traslape (ZT= 43.43% y ZM= 20.86%). Los individuos de la ZT tienen un mayor porcentaje de traslape (cuadro 6 y 11), sobre todo en las áreas donde se podía encontrar desechos antropogénicos. Los individuos están encontrando recursos disponibles en éstas áreas, eligiendo esa opción como la más óptima. Cuando los entornos cambian rápidamente, los animales pueden preferir realizar comportamientos que conduzcan a la falla reproductiva o la muerte, debido a que estos cambios desacoplan las señales de sus correlaciones de aptitud (Robertson y Chalfoun, 2016). Sin embargo esto resulta una trampa ecológica, pues su alimentación puede ser muy baja y pobre en términos de nutrientes. A pesar de que existen datos sobre la dieta del mapache pigmeo (principalmente cangrejos, frutas y semillas; Cuarón *et al.*, 2009), sin duda es un tema prioritario en las zonas donde este carnívoro está alimentándose de los desechos antropogénicos.

Por otro lado, este porcentaje de traslape nos indica que *P. pygmaeus* no es una especie estrictamente territorial. La territorialidad es una conducta plástica donde los individuos defienden una porción o la totalidad de su área de actividad (Boitani y Powell, 2012). Esta conducta ésta vinculada a la disponibilidad de recursos, porque la defensa de los territorios cuesta energía (López-Sepulcre y Kokko 2005). Muchos animales exhiben esta conducta, incluyendo los carnívoros.

Las AA de los mapaches continentales no son exclusivas y se ha reportado tolerancia entre individuos, tanto en hembras como en machos. Piit *et al.*, (2008) reportaron que las coaliciones entre machos son comunes y mayores en áreas donde la densidad de individuos es alta. Las coaliciones entre hembras suceden con menor frecuencia. De la misma forma Gehrt *et al.* (2008) reportaron coaliciones entre machos de individuos *P. lotor* en el sur de Texas. Incluso observaron que estas coaliciones no están compuestas exclusivamente de parientes cercanos y son más comunes entre machos-machos, seguido de machos-hembras y hembras-hembras (Prange *et al.*, 2011). Esto sucede porque el mantener una relación macho-macho, hace que el defender un territorio sea más

sencillo y que el poder reproducirse sea seguro. Estos estudios dan idea de lo importante que es realizar estudios de este tipo, sobre todo para poder ayudar a comprender mejor la dinámica poblacional del mapache pigmeo.

## 8. CONCLUSIONES

Con este trabajo se completa la información acerca de su conducta de movimiento del mapache pigmeo, de la cual se tenían datos muy limitados. Pero es muy importante dar seguimiento a las poblaciones de estos individuos en toda la Isla, principalmente las poblaciones que están cerca de las zonas con actividad antropogénica. Los resultados reflejaron de manera particular:

- Las áreas de actividad de *Procyon pygmaeus* es de un tamaño reducido en comparación a las estimadas en hábitats naturales para la especie continental *Procyon lotor*.
- El tamaño de áreas de actividad de los individuos en promedio es de  $96.9 \pm 18.8$  ha (PCM 95%) y  $123.31 \pm 31.20$  ha (MFK 95%), mientras que la zona núcleo fue en promedio de  $25.8 \pm 13.1$  ha (PCM 95%) y  $27.10 \pm 12.96$  ha (MFK 95%).
- El tamaño de AA de *P. pygmaeus* si difirió significativamente entre sexos, siendo mayor en machos que en hembras. Y se aprecia cierta diferencia de tamaños de AA entre los individuos de la ZT y ZM, sin embargo no se pudo hacer pruebas estadísticas.
- De acuerdo a la distribución espacial de las AA de todos los individuos en el noroeste de la Isla, la zona de transición registro el mayor porcentaje de traslape.
- Considerando que se capturaron un mayor número de individuos en la ZT y que en la distribución espacial en esta zona todas las AA convergen en sitios con actividad humana, parece ser que al igual que el mapache continental, *Procyon pygmaeus* muestra cierta tolerancia a las áreas suburbanas.

Se recomienda seguir con el monitoreo a la largo plazo y extenderse a otras áreas de distribución de este prociónido endémico de Cozumel. Generar mayor conocimiento es importante para la conservación de esta especie críticamente amenazada. Por último se recomienda a las instituciones encargadas de trabajar en conjunto con la comunidad, sobre todo en la zona norte de la ANP. Que orienten a las personas dueñas del muelle y de las instalaciones que se encuentran ahí, a hacer un buen uso de los recursos y evitar el crecimiento de basureros a cielo abierto. Implementar programas de educación ambiental en ésta área y promover un buen manejo de ecoturismo.

## Literatura citada

- Atwood T.C., J.D., Deliberto, H.J. Smith, J.S. Stevenson, K.C. Vercauteren. 2009. Spatial ecology of raccoons related to cattle and bovine tuberculosis in northeastern Michigan. *J. Wildlife Manage.* 73, pp. 647-654
- Barraquand, F. y Benhamou, S. 2008. Animal movements in heterogeneous landscapes: identifying profitable places and homogeneous movement bouts. *Ecology*, 89, 3336-3348.
- Bartoszewicz M., Okarma H., Zalewski A. y Szczęśna J. 2008. Ecology of the Raccoon (*Procyon lotor*) from Western Poland. *Annales Zoologici Fennici*. Vol. 45, Issue 4, pg(s) 291- 298 <https://doi.org/10.5735/086.045.0409>
- Beasley B. C., DeVault T.L. y Rhodes O. E. 2007. Home range attributes of raccoons in a fragmented agricultural region of northern Indiana. *Journal of Wildlife Management*, Vol. 71(3): 844-850.
- Beasley James C. 2005. Home range attributes and multi-scale habitat selection of raccoons (*Procyon lotor*) in northern Indiana. A Thesis of Master of Science, Submitted to the Faculty of Purdue University.
- Beasley, J. C. y Rhodes, O. E. 2010. Influence of patch- and landscape- level attributes on the movement behavior of raccoons in agriculturally fragmented landscapes. *Canadian Journal of Zoology*, Vol. 88, 161-169.
- Behrt S. D., Anchor C. y White L. A. 2009. Home Range and Landscape Use of Coyotes in a Metropolitan Landscape: Conflict or Coexistence? *Journal of Mammalogy* 90(5):1045-1057. 2009
- Berger-Tal, O., Mukherjee, S., Kotler, B. P. y Brown, J. S. 2009. Look before you leap: is risk of injury a foraging cost? *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 63:1821-1827
- Boitani y Powell. (2012). *Carnivore Ecology and Conservation, A handbook of Techniques*. Oxford University Press. Primera edición 188-217 pp.
- Boitani, L. y Fuller, T. K. 2000. Research techniques in animal ecology-controversies and consequences. *Colombia University Press*. U.S.A. 65-110.
- Börger, L., Franconi, N., De Michele G., Gantz, A., Meschi, F. y Coulson, T. 2006. Effects of sampling regime on the mean and variance of home range size estimates. *Journal of Animal Ecology*. Vol. 75, 1393-1405
- Burt, W. H. 1943. Territoriality and homer range concept as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* 24: 346-352.

- Ceballos, G., C. Chavez, H. Zarza y C. Manterola. 2005, Ecología y conservación del jaguar en la región de Calakmu. CONABIO. *Biodiversitas*, 62: 1-7.
- Copa-Álvaro, M.E. 2007. Efectos de los huracanes Emily y Wilma en los mamíferos medianos de Cozumel. Tesis de Maestría en Ciencias. Biología ambiental, Instituto de Ecología. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Crooks Kevin R. 2002. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. *Conservation Biology*. 16 (2) pg. 488-502.
- Cuarón, A. D. 2009. Cozumel. Servicios Ambientales, Conservación Biológica y Educación, Morelia, México. 203-205
- Cuarón, A.D., D. Valenzuela-Galván, D. García-Vasco, M.E. Copa, S. Bautista, H. Mena, D. Martínez-Godínez, C. González-Baca, L.A. Bojorquez-Tapia, L. Barraza, P. C.deGrammont, F. Galindo-Maldonado, M.A. Martínez-Morales, E. Vázquez-Domínguez, E. Andrensen, J. Benítez-Malvido, D. Pérez-Salicrup, K. W. McFadden y M.E. Gompper. 2009. Conservation of the endemic dwarf carnivores of Cozumel Island, Mexico. *Small Carnivore Conservation*, 41: 15-21
- Cuarón, A.D., de Grammont, P.C. & McFadden, K. 2016. *Procyonpygmaeus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T18267A45201913. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T18267A45201913.en>. Downloaded on 13 November 2017.
- Cuarón, A.D., Martínez-Morales M.A., McFadden, K.W., Valenzuela-Galván, D. y Gompper, M.E. 2004. The status of dwarf carnivores on Cozumel Island, México. *Biodiversity Conservation*, 13:317-331.
- Davies N., Gramotnev G., Seabrook L., Bradley A., Baxter G., Rhodes J., Lunney D. y McAlpine C. 2013. Movement patterns of an arboreal marsupial at the edge of its range: a case study of the koala. *Movement ecology*, 1:8.
- De Villa-Meza, A., Ávila-Flores R., Cuarón A. D. y Valenzuela-Galván D. 2011. *Procyon pygmaeus* (Carnivora: Procyonidae). *Mammalian Species*, 43(877) 87-93.
- Fahrig, L. 2007. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes functional. *Ecology* 21, 1003-1015.
- Farrera Hernández Mónica. 2017. Aspectos ecológicos del mapache (*Procyon lotor*) y su relación con los turistas en el Parque Nacional Manuel Antonio, Costa Rica. Tesis para obtener el título de Maestra en Ciencias en Conservación y Manejo de Vida Silvestre, en la Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Foster, J.B. (1964) Evolution of mammals on islands. *Nature*, 202, 234–235.



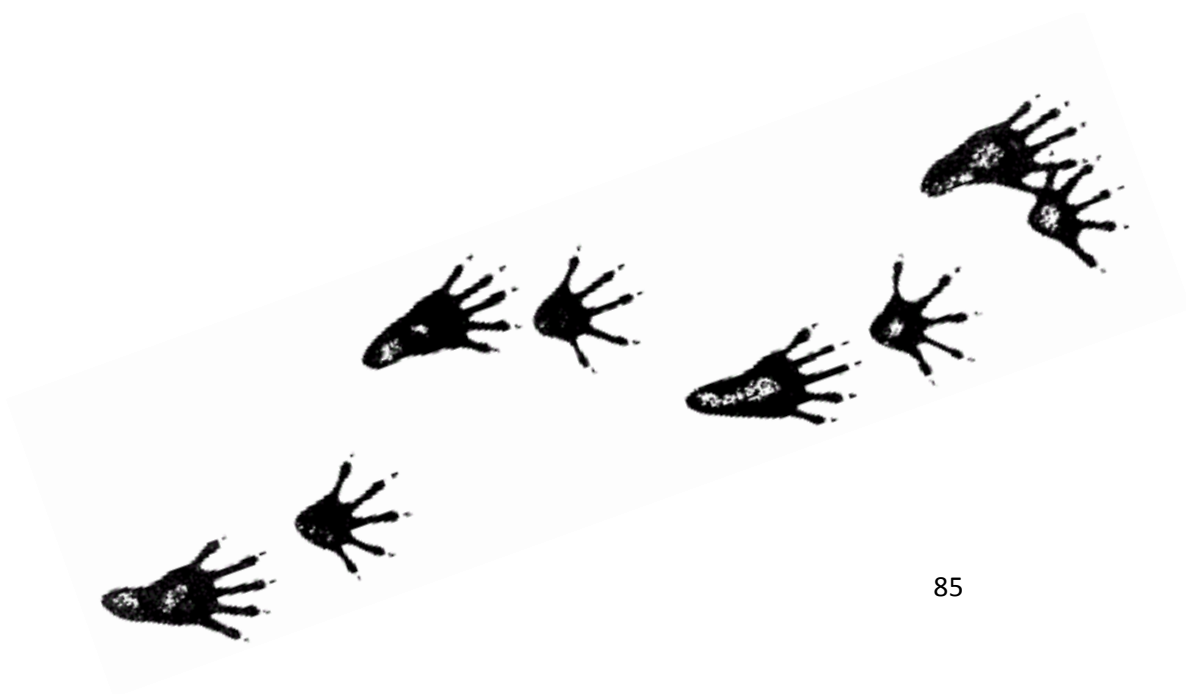
- Fretwell, S.D. and Lucas, H.L. 1970. On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. I. Theoretical development. *Acta Biotheoretica*, 19, 16-36. doi:10.1007/BF01601953
- Gallina, S. y López-González, C. 2011. *Manual de técnicas para el estudio de la fauna*. Vol. 1. Universidad Autónoma de Querétaro- Instituto de Ecología A.C., Querétaro, México.
- García-Vasco, R. D. 2005. Distribución, abundancia y aspectos poblacionales del mapache enano (*Procyon pymaeus*), un carnívoro insular endémico. Tesis de Licenciatura, Facultad de Biología, Universidad Veracruzana, México.
- Gehrt, S. D. y Fritzell, E. K. 1997. Sexual differences in home ranges of raccoons. *Journal of Mammalogy*. Vol. 78, No. 3, 921-931.
- Gehrt, S. D. y Fritzell, E. K. 1998. Resource distribution, female home range dispersion and male spatial interactions: group structure in a solitary carnivore. The Association for the Study of Animal Behaviour. *Animal Behaviour*, 55, 1211-1227.
- Gehrt S. D. 2003. Raccoons and allies. Pp. 611–633 in *Wild mammals of North America: biology, management, and conservation* (Feldhamer G. A. Thompson B. C. Chapman J. A., eds.). 2nd ed. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Gehrt S. D. Gergits W. F. y Fritzell E. K. 2008. Behavioral and genetic aspects of male social groups in raccoons. *Journal of Mammalogy* 89: 1473–1480.
- Gittleman, J. L. y Harvey, P. H. 1982. Carnivore home range size, Metabolic Needs and Ecology. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 10:57-63.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Consultado 20-04-2016 en <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/coxumel/default.aspx>
- Jetz, W., Carbone, C., Fulford, J. y Brown, J.H. 2004. The scaling of animal space use. *Science*, 306, 266–268.
- Kamler J. F. y Gipson P. S. 2003. Space and Habitat Use by Male and Female Raccoons, *Procyon lotor*, in Kansas. *The Canadian Field-Naturalist*, Vol. 117, 218-223.
- Kenward, R.E. 2001. A manual for wildlife radio tagging. *Academic Press*, San Diego, California.
- Kernohan, B.J., Gitzen, R.A., Millspaugh, J.J. 2001. Analysis of animal space use and movements. In: Millspaugh, J.J., Marzluff, J.M. (Eds.). *Radio Tracking and Animal Populations*. Academic Press, San Diego, CA, pp. 125–166.

- Krebs, J. R. y Davies, N. B. 1984. Behavioral ecology: An evolutionary approach. (2a. Ed.). Oxford: *Blackwell Scientific Publications*.
- Lee, W. S., Park, C. Y., Rhim, S. J., Hur, W. H., Chung, O. S., Choi, C. Y., Park, Y. S., & Lee, E. J. 2010. *Wildlife ecology and management*. Seoul: *Life Science Publishing Co*.
- Lehman, L. E. 1984. Raccoon density, home range, and habitat use on south-central Indiana farmland. Indiana Department of Natural Resources Publication. *Pittman Robertson Bulletin* No. 11.
- Lopez-Sepulcre, A., y H. Kokko. 2005. Territorial defense, territory size, and population regulation. *Am. Nat.* 166: 318–329.
- MacNab, B. K. 1963. Bioenergetics and determination of home range size. *American Naturalist*, 97: 133-140.
- Mäkeläinen S., de Knegt H. J., Ovaskainen O. y Hanski I. K. 2016. Home-range use patterns and movements of the Siberian flying squirrel in urban forests: Effects of habitat composition and connectivity. *Movement Ecology*, 4:5
- Martínez, Claudia I. 2008. Configuración territorial del turismo en las costas de la isla de Cozumel. *Teoria y Praxis*. 5: 343-357.
- McFadden, K.W. 2004. The ecology, evolution, and natural history of the endangered carnivores of Cozumel Island, Mexico. *Dissertation*, Columbia University.
- McFadden, K. W., Gompper, M. E., Valenzuela D. G. y Morales J. C. 2008. Evolutionary history of the critically endangered Cozumel dwarf carnivores inferred from mitochondrial DNA analyses. *Journal of Zoology*. 276:176-186.
- McFadden, K.W., D. García-Vasco, A. D. Cuarón, D. Valenzuela-Galván, R.A. Medellín y M.E. Gompper. 2010. Vulnerable island carnivores: the endangered endemic dwarf procyonids from Cozumel Island. *Biodiversity Conservation*, 19:491-502.
- Medellín, R. A., Chetkiewicz C., Rabinowitz A., Redford K.H., Robinson J.G., Sanderson E. y Taber A. 2002. Jaguares en el nuevo milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América. Universidad Nacional Autónoma de México- Wildlife Conservation Society, México.
- Meiri, S., Kadison A. E., Novosolov, M., Pafilis, P., Foufopoulos, J., Itescu, Y., Raia, P. y Pincheira-Donoso D. 2014. The number of competitor species is unlinked to sexual dimorphism. *Journal of Animal Ecology* 83, 1302-1312.

- Merriam C.H. 1901. Six new mammals from Cozumel Island, Yucatan. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 14: 99–104
- Monroy, G. A. G. 2007. Uso de hábitat y ámbito hogareño del coyote *Canis latrans* en un área comunal protegida de la Sierra Madre de Oaxaca, México. Tesis de Maestría en Ciencias en Conservación y aprovechamiento de recursos naturales. CIIDIR-IPN Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, México.
- Penteriani, V., Gallardo, M. y Cazassus, H. 2002. Conspecific density biases passive auditory surveys. *Journal Field Ornithology* 73: 387-391.
- Pitt J. A., Laviriéte S. y Messier F. 2008. Social Organization and Group Formation of Raccoons at the Edge of Their Distribution. *Journal of Mammalogy*, Vol. 89 (3) pg. 456-453.
- Powell, R. A. y Mitchell, M. S. 2012. What is home range? *Journal of Mammalogy*. American Society of Mammalogists, 93(4):948-958. 2012.
- Prange S., Gehrt S. D. y Hauver S. 2011. Frequency and duration of contacts between free-ranging raccoons: uncovering a hidden social system. *Journal of Mammalogy*, Vol. 92 (6), pg. 1331-1342.
- Prange S., Gehrt S. D. y Wiggers E. P. 2003. Influences of anthropogenic resources on raccoon (*Procyon lotor*) movements and spatial distribution. *Journal of Mammalogy*. Vol. 85, Pg 483-490.
- Proctor M.F., Paetkau D., Mclellan B.N., Stenhouse G.B., Kendall K.C., *et al.* 2011. Population fragmentation and inter-ecosystem movements of grizzly bears in western Canada and the northern United States. *Wildlife Monographs*, Vol. 180 (1): pp. 1-46.
- Riley, S. P. D., Sauvajot R. M., Fuller T. K. y York E. C. 2003. Effects of urbanization and habitat fragmentation on Bobcats and Coyotes in Southern California. *Conservation Biology*, 17: 566-576.
- Robertson, Bruce A. y Chalfoun Anna D. 2016. Evolutionary traps as keys to understanding behavioral maladaptation. *Current Opinion in Behavioral Sciences*, 12: 12-17
- Rodríguez, L. C. R. 2015. Ecología espacial y patrones de actividad del tejón enano (*Nasua nelsoni Merriam, 1901*) de Isla Cozumel. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación- UAEM. Cuernavaca, Morelos.

- Rosatte R. et al. 2010. Density, movements, and survival of raccoons in Ontario, Canada: implications for disease spread and management. *Journal of Mammalogy* 91: 122–135.
- Segrado Romano, Palafox Muñoz Alejandro y Arroyo Lucinda. 2008. Medición de la capacidad de carga turística de Cozumel. *El periplo sustentable*. No. 13 pp. 13-61.
- Servín, Jorge, Bejarano, Alejandro, Alonso-Pérez, Nicolás, & Chacón, Elías. (2014). El tamaño del ámbito hogareño y el uso de hábitat de la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) en un bosque templado de Durango, México. *Therya*, 5(1), 257-269. <https://dx.doi.org/10.12933/therya-14-174>
- Sih A, Ferrari M. C. O, y Harris D. J. 2011. Evolution and behavioural responses to human-induced rapid environmental changes. *Evolutionary Applications*, Vol. 4, pg. 367-387.
- Sinervo, Barry (1997). Optimal Foraging Theory: Constraints and Cognitive Processes. *Behavioral Ecology*. University of California, Santa Cruz. pp. 105–130.
- Solalinde-Vargas, D. (2014). Áreas de actividad, uso de hábitat y conducta territorial de *Bassariscus astutus* en una zona periurbana. Tesis de Maestría, Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación, Universidad Autónoma del Estado de Morelos.
- Valenzuela-Galván, D. and A. Cuarón. 2014. *Procyon pygmaeus*, Merriam 1901. Pygmy Raccoon. Pp. 574-575. In G. Ceballos (Ed.) *Mammals of Mexico*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 984 pages ISBN-13: 978-1421408439
- Van Moorter, B., Visscher, D., Benhamou, S., Börger, L., Boyce, M. y Gaillard, M. (2009). Memory keeps you at home: a mechanistic model for home range emergence. *Oikos* 118:641-652.
- White, G. C. y Garrot, R. A. 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data. *Academic Press*. Nueva York, E.U.A. 383p.
- Young, Andrew J. y Monfort, Steven L. 2009. Stress and the costs of extra-territorial movement in a social carnivore. *Biology Letters*, DOI: 1098/rsbl.2009.0032

**CAPÍTULO III- PATRONES DE ACTIVIDAD DEL  
MAPACHE PIGMEO EN COZUMEL, QUINTANA  
ROO**



## 1. INTRODUCCIÓN

Aspectos sobre la ecología de las especies son de suma importancia para las estrategias de conservación. Por ejemplo, el estudio de las poblaciones de mamíferos, como los análisis de patrones de actividad pueden ayudar a entender la estructura del ecosistema de una región (Lira Torres y Briones-Salas, 2012).

Estos estudios ayudan a entender en que periodos el animal se encuentra activo y qué momento es el indicado para hacer una monitoreo o manejo para la conservación de la especie (Estrada, 2006). Los patrones de actividad se pueden definir como la adaptación a las variaciones diarias y estacionales, y pueden diferir entre individuos de acuerdo con la edad, el sexo, el estado fisiológico, la hora del día, la estación y las condiciones climáticas (Gallina y Bello-Gutiérrez, 2014). La mayoría de las especies tienen patrones de actividad definidos (Tirira, 1998), pero generalmente éstos pueden estar determinados por la disponibilidad de recursos o la temporada de apareamiento.

Para algunas especies es ventajoso tener actividad en varios periodos del ciclo de 24 horas. Por ejemplo, las musarañas presentan varios picos de actividad (diurna, nocturna y crepuscular) por su alta tasa metabólica, pero en cortos periodos de tiempo para evitar la depredación (Bartness y Albers, 2002). Generalmente los patrones de actividad van a estar sincronizados para distribuir el riesgo de depredación entre los individuos. En este contexto, para las especies es importante balancear sus patrones de actividad para evitar la competencia y no coincidir con depredadores (Akbaba y Ayas, 2012; Monceau *et al.* 2013), y así lograr disminuir el riesgo de depredación.

La teoría de la asignación de riesgo predice que los individuos asignan su actividad diaria cuando la presión de depredación es baja, entonces asignan su forrajeo entre situaciones que difieren en peligro (Higginson *et al.*, 2012). Sin embargo lo que determina el tiempo que van a forrajear, también va a depender de la disponibilidad de alimentos (Suselbeek *et al.* 2014). De esta forma, los animales reducen su actividad cuando el riesgo de depredación es alto, pero sólo

pueden hacerlo cuando tienen acceso a muchos alimentos. Aunque la depredación es un factor determinante en los patrones de actividad, hay otros factores que tienen amplio alcance en la actividad de las especies, como las temperaturas climáticas (Ikeda *et al.* 2016) o la presencia/ausencia humana (Díaz-Ruiz *et al.* 2015).

Justamente las especies pueden presentar modificaciones en sus patrones de actividad debido a modificaciones en su hábitat, ya sea por la presencia de depredadores y las alteraciones a sus hábitats naturales (Lira-Torres y Briones-Salas, 2012; Gallina y Bello-Gutiérrez, 2014). No obstante, la ausencia de depredadores también puede ajustar los patrones de actividad y extenderlos. Por ejemplo, el prociónido insular *Nasua nelsoni* presenta patrones de actividad más amplios que su congénere el tejón continental (*Nasua narica*; Rodríguez, 2015), el cual presenta un patrón diurno, esto podría deberse a la ausencia de grandes depredadores que les permite extender su periodo de forrajeo.

Por otro lado, los horarios de actividad también van a diferir entre individuos debido a la talla corporal. Estudios sobre patrones de actividad concluyen que el peso corporal influye en los horarios que las especies están activas (Halle y Stenseth, 2000). Un estudio en Oaxaca (Ramos, 2015) arrojó datos acerca del comportamiento catemeral de varias especies de carnívoros de talla mediana (*Canis latrans*, *Urocyon cinereoargenteus* y *Lynx rufus*), debido a que tienen mayores requerimientos alimenticios que las especies de menor tamaño como *Bassariscus astutus* y *Procyon lotor*, que se mostraron activas mayormente durante la noche. Sin embargo, hay estudios que contradicen esto (Lira-Torres y Briones-Salas, 2012), por lo que es probable que factores como la temperatura, disponibilidad de alimento o presas, y nicho tengan mayor influencia sobre el patrón de actividad. Además, los patrones de actividad también van a depender de la disponibilidad de recursos o las modificaciones en los ecosistemas.

En relación con estos aspectos, sabemos que las especies de mamíferos pueden ser particularmente vulnerables a la pérdida y alteración de sus hábitats

(George y Crooks, 2006). En consecuencia, las especies se ven obligadas a modificar algunos aspectos de su conducta. El ejemplo más común es la modificación de la variación temporal en los patrones de actividad (Ditchkoff *et al.* 2006). Debido a la actividad humana en áreas urbanas o suburbanas muchas especies se ven obligadas a exhibir cambios en su patrón de actividad (McKinney, 2002). Dado que la presencia humana tiende a ser mayor durante las horas del día, algunas especies cambian su actividad a periodos crepusculares, o en algunos casos se vuelvan estrictamente nocturnos. Los carnívoros y otras especies que son fácilmente perturbadas por la actividad humana, comúnmente exhiben este comportamiento (Riley *et al.* 2003; George y Crooks, 2006). En esencia, las especies reducen su actividad durante los periodos de mayor actividad humana, en comparación con las especies que se encuentran en áreas donde la actividad humana es mínima.

Como se ve, obtener información sobre los patrones de actividad es importante, debido a que ésta información es un subconjunto del estudio general del comportamiento (Bridges y Noss, 2011). Estudios sobre este aspecto nos ayuda a conocer la biología de las especies, como las relaciones intra e inter específicas (Tobler *et al.* 2009; Gray y Plan, 2011; Oliveira-Santos *et al.* 2012; Monceau *et al.* 2013). Además, es relevante para comprender a las especies que se adaptan y persisten en entornos donde hay perturbación humana (Buchholz, 2007). De esta forma, el conocimiento de estos aspectos nos ayuda a resaltar la importancia de estos estudios como componente básico para la toma de decisiones y la efectividad de las acciones de conservación.

En éste capítulo, se presenta datos sobre los patrones de actividad del mapache pigmeo en la zona Noroeste de Cozumel. Usando la radiotelemetría y registros de foto-trampeo, se examinó las localizaciones nocturnas, diurnas y crepusculares para los mapaches durante seis meses. Dado la importancia de los patrones de actividad en la ecología del comportamiento, estos datos van a proporcionar información valiosa para generar nuevos conocimientos sobre la biología de esta especie.



## 2. JUSTIFICACIÓN

Es necesario comprender el comportamiento de las especies (Ikeda *et al.* 2015), tal comprensión es fundamental para un manejo exitoso (Symmank *et al.* 2014). A pesar de que existen observaciones y datos sobre esta especie, no se sabe con certeza los patrones de actividad. Conocer el comportamiento de éste prociónido, nos permite proponer alternativas para disminuir los cada vez crecientes problemas sobre la conservación de esta especie.

Por todo lo antes mencionado, en este capítulo se estima los patrones de actividad en diferentes sitios de Cozumel. Con ello esperamos sustentar programas de conservación de la especie y en particular en dos ANPs de la isla, el Área de Protección de Flora y Fauna “La porción norte y la franja costera oriental, terrestres y marinas de Cozumel” y La Reserva Estatal Selvas y Humedales de Cozumel, donde se protege una porción importante de los manglares y humedales que son hábitats prioritarios para esta especie de carnívoro.

## 3. OBJETIVO GENERAL

Determinar el patrón de actividad del mapache pigmeo de la Isla Cozumel, Quintana Roo.

### 3.1 OBJETIVOS PARTICULARES

- Identificar el patrón de actividad de *P. pygmaeus* con las técnicas de radiotelemetría y foto-trampeo.
- Evaluar si hay diferencias en el patrón de actividad entre machos y hembras.
- Determinar si hay diferencias con el que presenta la especie continental, *Procyon lotor*.

## **4. HIPÓTESIS Y PREDICCIONES**

Se sabe que el mapache continental *P. lotor* presenta patrones de actividad en periodos nocturnos. En estudios previos, se notó que el mapache pigmeo presentaba actividad durante la noche, entonces se espera que sea mayormente nocturno, pero con picos de menor actividad durante el día.

## **5. MÉTODOS**

### **5.1 ÁREA DE ESTUDIO**

El área de estudio se realizó en la Isla Cozumel, los sitios de muestreo y la descripción se localiza en el capítulo I.

### **5.2 OBTENCIÓN DE DATOS**

La descripción de captura y marcaje de los individuos de *P. pygmaeus* se localiza en el capítulo I.

### **5.3 PATRONES DE ACTIVIDAD**

Los patrones de actividad de los mapaches pigmeos se estimaron a partir de los datos generados por radiotelemetría y foto-trampeo (ver más adelante). Para caracterizar el patrón de actividad general del mapache, se siguieron criterios de Gómez *et al.* (2005) y Jiménez *et al.* (2010), para considerar el patrón de actividad como:

- Diurno (menos del 10% de los registros de radiotelemetría considerados activos o de las fotografías obtenidas se registran en la noche).
- Mayormente diurno (entre 10 y 30% de los registros de radiotelemetría considerados activos o de las fotografías obtenidas se registran en la noche).
- Nocturno (más del 90% los registros de radiotelemetría considerados activos o de las fotografías obtenidas se registran en la noche).

- Mayormente nocturno (entre 10 y 30% de los registros de radioteleimetría considerados activos o de las fotografías obtenidas se registran en el día)
- Crepusculares (cuando 50% de la fotografías se registran durante la fase crepuscular).
- Catemeral (cuando los registros de radioteleimetría considerados activos o de las fotografías obtenidas no se ajustan a alguno de los patrones anteriores).

El periodo crepuscular se consideró una hora antes y una hora después de la hora astronómica del amanecer o el atardecer determinado para cada sesión de radioteleimetría. El periodo nocturno fue entonces el comprendido entre una hora y un minuto después del anochecer y una hora un minuto antes del amanecer. Y el periodo diurno fue el comprendido entre una hora y un minuto después del amanecer y una hora un minuto antes del anochecer.

### **5.3.1 PATRÓN DE ACTIVIDAD A PARTIR DE DATOS DE RADIOTELEMETRÍA**

Así como se utilizó la técnica de radioteleimetría para determinar las áreas de actividad, también sirvió para determinar el patrón de actividad. Los datos para determinar los patrones de actividad se obtuvieron a partir de las sesiones de seguimiento de 12 horas, diurnas y nocturnas, en las que se obtuvo la localización de cada individuo marcado cada hora. Así mismo, se determinó si estaba activo o no cada individuo a partir del número de pulsos por segundo o en su defecto a partir de los cambios en la intensidad de la señal durante 5-10 segundos una vez determinado el azimuth. Estas sesiones intensivas fueron una nocturna y una diurna por mes para cada zona de estudio. Para cada intervalo de dos horas del ciclo de 24 horas, se determinó el total de localizaciones obtenidas para todos los animales, por sexo y por zona y que proporción de estas se consideró activas.

Para estimar la distancia diaria recorrida se consideró los puntos de las sesiones de 12 horas (Valenzuela y Ceballos, 2000), sumando las distancias entre localizaciones para posteriormente promediarlo.

### **5.3.2 PATRONES DE ACTIVIDAD A PARTIR DE DATOS DE FOTO-TRAMPEOS**

El foto-trampeo es de gran ayuda para detectar especies sigilosas o de hábitos nocturnos. También ha sido de gran utilidad para conocer patrones de actividad, estimar abundancia y densidades poblacionales (Chávez et al. 2013).

Para obtener datos de los patrones de actividad del mapache pigmeo, se analizaron las fotografías obtenidas de muestreos en el Área de Protección de Flora y Fauna “La porción norte y la franja costera oriental, terrestres y marinas de Cozumel y “La Reserva Estatal Selvas y Humedales de Cozumel”, realizados en el 2015 por Fernando. Así mismo, se hizo un muestreo intensivo en los tres sitios de trampeo, donde se colocaron de 5 a 15 cámaras trampa durante junio y julio 2017. Se utilizaron cámaras de las marcas Cuddeback, Moultrie y Wildview.

Las fotografías fueron separadas por especie y solo se seleccionaron las correspondientes a *P. pygmaeus*. Se registró la fecha, hora y número de individuos en una fotografía. Se contabilizó el número de registros obtenidos en cada uno de los muestreos y se hizo una base a intervalos de dos horas de un ciclo de 24 horas (00:00-00:02, 02:00-04:00, 04:00-06:00, 06:00-08:00, 08:00-10:00, 10:00-12:00, 12:00-14:00, 14:00-16:00, 16:00-18:00, 18:00-20:00, 20:00-22:00, 22:00-24:00). Para determinar la independencia de los registros, se consideró que tuvieran un intervalo de una hora para que fuera independiente el registro fotográfico. De tal manera que fueron excluidos las fotografías de un mismo individuo o individuos en la misma hora.

### **5.4 ANÁLISIS DE DATOS**

Los valores resultantes de las sesiones de radiotelemetría, se evaluaron mediante una prueba Kolmogorov-Smirnov para saber si hay diferencias entre sexos. Posteriormente se evaluó la intensidad de la actividad mediante una prueba de signos. Estas pruebas se realizaron mediante el programa PAST.

Para determinar si hay diferencias en la distancia diaria recorrida entre machos y hembras se hizo una prueba U de Mann-Whitney.

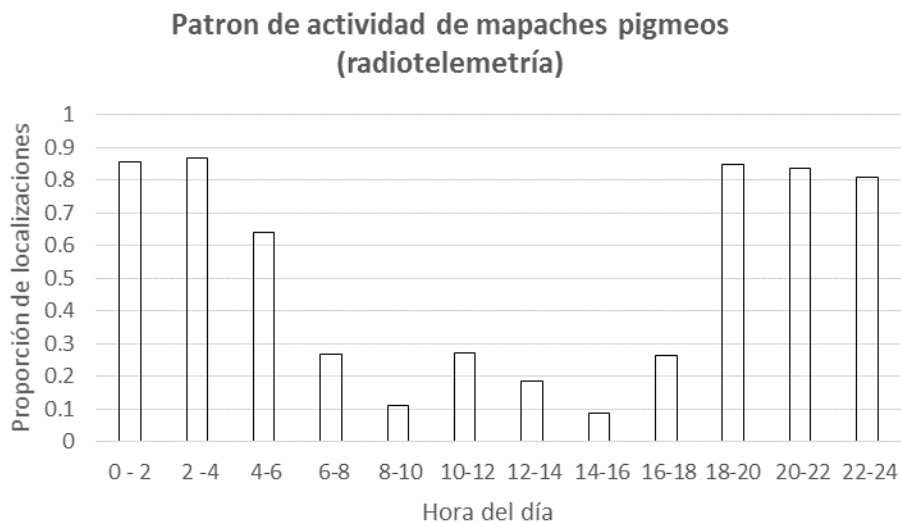
En principio, la actividad determinada a partir de radiotelemetría puede incluir desplazamientos moderados o grandes pero también actividades con poco desplazamiento y por otra parte, dado que los registros fotográficos dependen del paso de los animales frente a las cámaras automáticas, se asume que con los foto-trampeos se registra básicamente individuos activos que realizan desplazamientos moderados o grandes. Dada las diferencias entre métodos (radiotelemetría y foto-trampeos) los patrones de actividad estimados a partir de cada método se comparan gráficamente y se discuten las diferencias.

## 6. RESULTADOS

### 6.1 PATRONES DE ACTIVIDAD A PARTIR DE DATOS DE RADIOTELEMETRÍA

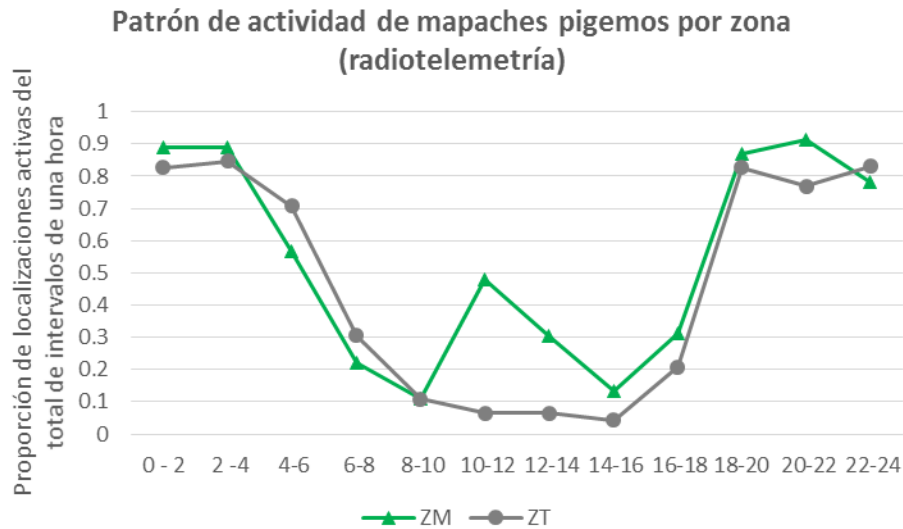
En total se hicieron 22 sesiones, 11 diurnas y 11 nocturnas (6 sesiones en la ZT y 5 sesiones en ZM). En total sumaron 1227 radiolocalizaciones (intervalos de una hora), de los cuales 518 pertenecen a hembras y 709 a individuos machos.

Básicamente los mapaches pigmeos presentan mayor actividad en periodos nocturnos, por lo tanto se estableció que *P. pygmaeus* es mayormente nocturno. Las proporciones mayores de localizaciones consideradas como de individuos activos con relación al total de localizaciones por periodo, se registran entre las 18 y las 4 horas con valores superiores al 80% de las localizaciones consideradas como de individuos activos (Figura 15).



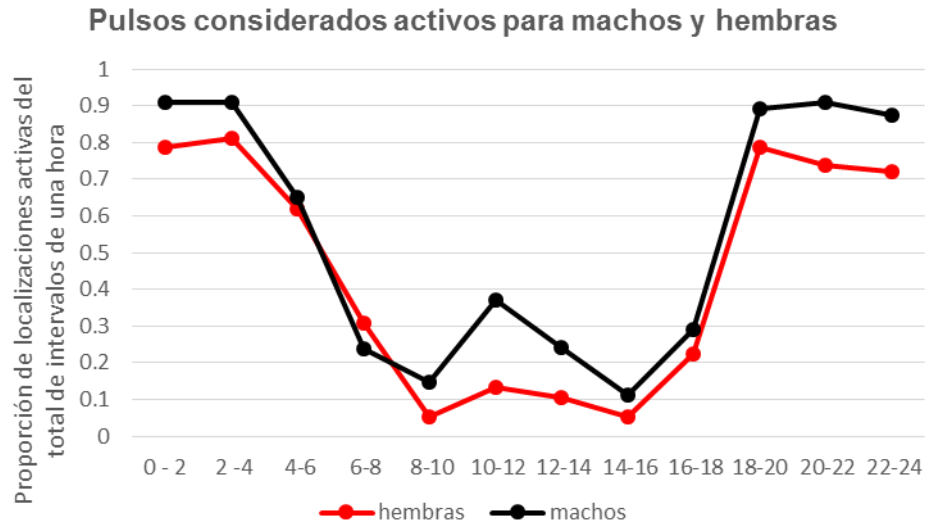
**Figura 15.** Proporción de radiolocalizaciones consideradas activas por intervalos de una hora del mapache pigmeo.

A pesar de que hay mayor proporción de pulsos activos en periodos nocturnos, los mapaches que se encuentran en la zona de manglar muestran un pico de actividad durante el día (entre las 10:00 y 12:00). Probablemente esto se deba a la actividad turística de esta zona (Figura 16).



**Figura 16.** Proporción de radiolocalizaciones consideradas activas por sitios de muestreo.

Se evaluó la diferencia en los patrones de actividad (a partir de datos de radiotelemetría) entre hembras y machos y también entre zona de transición y zona de manglar. El patrón de actividad no difirió entre sexos (Kolmogorov-Smirnov;  $D= 0.417$ ;  $p= 1862$ ) aunque la prueba de signos mostró que la intensidad de la actividad si fue diferente entre sexos (prueba de signos;  $p= 0.006$ ), los machos presentan una proporción mayor de actividad que las hembras en casi cualquier periodo de dos horas del ciclo de 24 horas, aunque esto es particularmente evidente éntrelas 18 y las 4 hrs y sobre todo entre las 8 y las 16 hrs, donde claramente los machos mostraron un pico de actividad centrado cerca de las 11 de la mañana (Figura 17). Al comparar los patrones de actividad entre zonas, no se encontraron diferencias ni en la distribución de la actividad a lo largo del ciclo de 24 horas ( $D= 0.333$ ,  $p= 0.433$ ), ni en la intensidad promedio de actividad ( $p= 0.227$ ).



**Figura 17.** Proporción de radiolocalizaciones consideradas activas para hembras y machos.

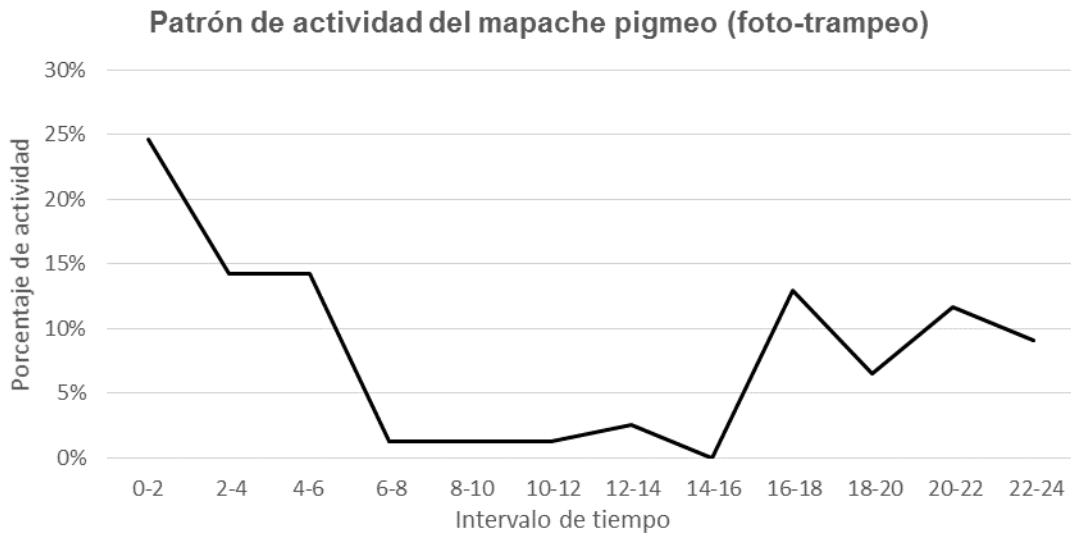
La distancia diaria recorrida en el periodo de máxima actividad (nocturno) en promedio fue de  $1878.4 \pm 240.8$  m ( $n=11$ ). Las hembras en promedio recorren  $1815.8 \pm 95.1$  m ( $n=5$ ), mientras que los machos  $1930.6 \pm 318.7$  m ( $n=6$ ). No se encontraron diferencias significativas entre sexos en la distancia promedio recorrida por día (durante el periodo de máxima actividad;  $p= 0.2$ ,  $g.l.=10$ ). Debido a que no hay el mismo número de individuos por sitio, no se pudo evaluar si existen diferencias en la distancia diaria recorrida por sitio.

## 6.2 PATRONES DE ACTIVIDAD A PARTIR DE DATOS DE FOTO-TRAMPEO

Del total de registros independientes, el 81 % correspondieron a horarios en el periodo nocturno (con mayor actividad entre las 00:00 y 02:00 horas), 13% al periodo crepuscular y 6% en el periodo diurno (Figura 18). Al igual que por la técnica de radiotelemetría, con los datos de foto-trampeo los mapaches pigmeos presentan un patrón de actividad mayormente nocturno.



Los datos muestran que *P. pygmaeus* comienza a tener actividad a partir de las 18:00 horas. En los periodos diurnos disminuye la actividad del mapache pigmeo, y durante las 14 y 16 horas fue nula la actividad. En el muelle hacia la Isla Pasión y en Laguna Colombia (Punta Sur) hubo registros de actividad durante las 11 y 13 horas, sin embargo fueron pocos casos (4 %).

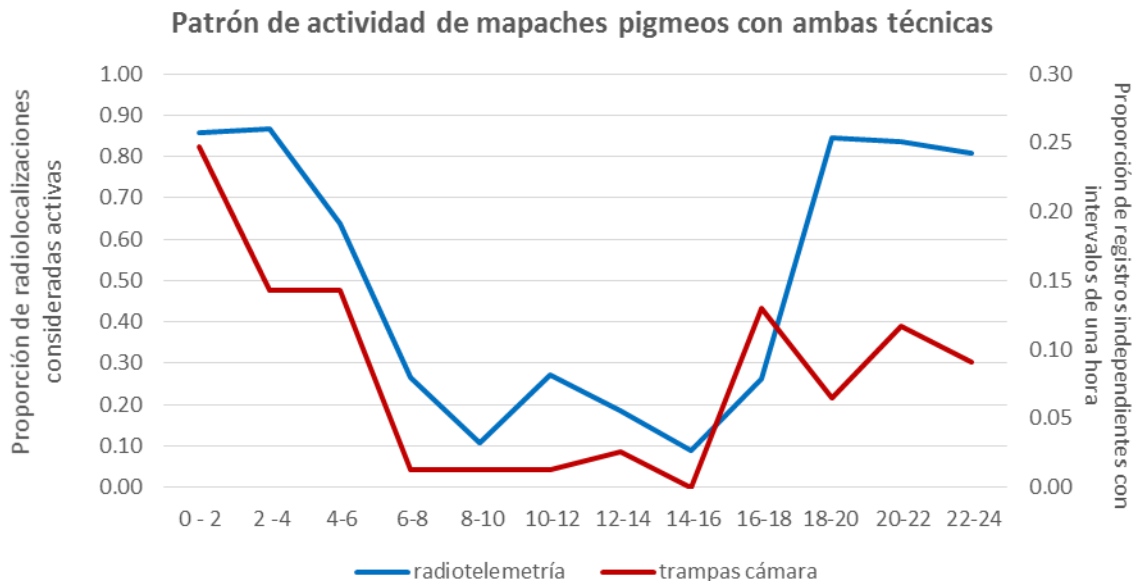


**Figura 18.** Porcentaje de actividad de *P. pygmaeus* con registros obtenidos por foto-trampeo.



**Figura 19.** Registros de mapache pigmeo durante del foto-trampeo en la zona de transición.

Adicionalmente, en los registros de foto-trampeo durante junio y julio del 2017 se obtuvieron registros de otras especies. En la zona de manglar (en la parte Noroeste de la Isla) se obtuvieron registros de pecarí enano (*Pecari tajacu nanas*) y venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*). En la zona de transición (dentro del club de Golf) se obtuvieron registros de pecarí enano, tlacuache (*Didelphis virginiana cozumelae*), tigrillo (*Leopardus tigrinus*) y armadillo (*Dasyopus novemcinctus*). En la zona de selva media (instalaciones de CAPA- centro de la Isla) se obtuvo registros de tejón enano (*Nasua nelsoni*), venado cola blanca, tlacuache y perros.



**Figura 20.** Comparación de registros activos con las técnicas de radioteleimetría y foto-trampeo.

No se puede evaluar si hay diferencias entre los patrones de actividad e intensidad actividad por métodos, debido a la proporción de registros. Sin embargo en la gráfica (Figura 20) se puede observar como los mapaches pigmeos mantienen un patrón parecido con ambos métodos. Los periodos en los que hay mayor actividad son a partir de las 18 horas hasta las 4 horas.

## 7. DISCUSIÓN

De acuerdo a los datos recolectados por radiotelemetría y foto-trampeo, en general los mapaches pigmeos presentaron un patrón de actividad nocturno, con claros picos de actividad entre las 18:00-20:00 y 02:00-04:00 horas. Muchos carnívoros muestran patrones de actividad nocturnos (Gómez et al., 2005; Arispe et al. 2008; Oliveira-Santos et al. 2012; Palomo-Muñoz et al. 2014; Ramos, 2015), así como la especie continental *P. lotor* (Greenwood, 1982; Timm et al. 2016), parece ser que el mapache pigmeo presenta un patrón de actividad mayormente nocturno y raros picos de actividad durante el día.

A pesar que no se pudo evaluar si existen diferencias en los patrones de actividad por sitios, parece ser que los mapaches de la zona de manglar si bien la mayor parte de la actividad es en periodo nocturno, presentan actividad en un periodo diurno (10:00-11:00 horas). Quizá esto se deba a la actividad turística en esta zona (zona de manglar).

Durante las sesiones de radiotelemetría, se pudo observar que a lo largo del día, todos los días (excepto domingos) hacen recorridos turísticos a la ANP (con carros buggy o las personas que van a la Isla Pasión) y en el muelle se detienen a descansar. En esta corta estancia en la que permanecen en el muelle, como atractivo están los mapaches y los turistas los alimentan. La actividad en ésta área por el turismo es a partir de las 09:00 horas y hasta las 15:00 horas, que coincide con el pico de actividad diurno de los individuos de la ZM. Es muy probable que los individuos en esta zona estén respondiendo a las visitas y por lo tanto salgan. En este sentido, se sabe que las actividades humanas tienen efectos de amplio alcance en la evolución de los especies (Hendry et al. 2017), si bien no estamos seguros de que sea adaptación lo que suceda en esta área, quizá si sea una respuesta por plasticidad (Prange et al, 2004). Un ejemplo de lo anterior, son los mapaches (*P. lotor*) dentro del Parque Nacional Manuel Antonio en Costa Rica. Los individuos de esta área entre 1989 y 1990, presentaban patrones de actividad nocturnos, con picos crepusculares (Carrillo, 1990). Posteriormente, Farrera

(2017) hizo un estudio en el mismo sitio donde hayo que los mapaches pasaron de tener patrones de actividad crepusculares a totalmente diurnos. Este cambio se atribuye a la actividad turística, que ingresa con alimentos para dar a los mapaches, lo mismo que sucede en la Isla de Cozumel. Por otro lado, en la zona de transición nunca hubo observaciones de mapaches durante periodos diurnos, pero si en periodos nocturnos (se observaron en contenedores de basura).

Otra explicación a este pico de actividad diurno, podría ser la ausencia de depredadores naturales. Se sabe que las especies deben balancear sus patrones de actividad en horarios en los que la presión de depredación y competencia es baja (Crooks y Van Vuren, 1995; Akbaba y Ayas, 2012; Higginson *et al.*, 2012). De tal manera que, así como muchas especies pueden modificar su actividad para no coincidir con depredadores (Swarts *et al.* 2009), también hay especies que modifican su patrón de actividad al extenderla por la ausencia de depredadores (Berger *et al.* 2001; Hudgens y Garcelon, 2011).

Por otro lado, en cuanto a las diferencias entre el patrón de actividad e intensidad, con la prueba de Kolmogorov-Smirnov sabemos que no hay diferencias significativas en los patrones de actividad entre sexos, tanto machos como hembras presentan un patrón de actividad nocturno (Figura 17). En cuanto a la prueba de signos, se determinó que es mayor la intensidad de la actividad de los machos que la actividad de las hembras. La respuesta a este patrón quizá sea por la necesidad metabólica. En muchas especies, los machos presentan mayor talla corporal que las hembras, en consecuencia tienen mayores requerimientos energéticos y deben cubrir mayores extensiones de terreno (Monroy, 2007; Beasley y Rhodes, 2010; Davies *et al.* 2013), sin embargo no solo debe atribuirse a las necesidades energéticas (pues la hembras también deben cubrir la de las crías). Los machos además deben cubrir mayores extensiones para tener mayor acceso a las hembras.

De la misma forma esto se observó en la distancia diaria recorrida en los periodos de mayor actividad. Aun cuando no se obtuvieron diferencias

significativas con los análisis, los machos muestran mayores distancias recorridas por noche que las hembras. De tal manera que esto debe ser a consecuencia de los requerimientos metabólicos. Estos resultados coinciden con lo reportado por Beasley y Rhodes (2010), quienes encontraron que los individuos macho de mapache continental, presentan áreas de mayor tamaño y tasas de movimiento mayores que las hembras. De la misma forma, esta tendencia se reporta en los mapaches de una reserva en Kansas (Kamler y Gipson, 2003), los individuos machos presentan mayores tasas de actividad que las hembras.

En comparación a otros carnívoros, el mapache *P. lotor* no recorre grandes distancias por noche, recorre solo lo necesario para satisfacer sus demandas. Se ha reportado que recorre entre 0.75 y 2.5 km por noche, y que la tasa de movimiento en promedio es de  $169.6 \pm 78.1$  m/h (Rosette *et al.*, 2010), específicamente los machos muestran tasas de movimiento de 246.9 m/h y las hembras 188.3 m/h (Beasley y Rhodes, 2010). Para el mapache pigmeo, la distancia diaria recorrida en el periodo de máxima actividad en promedio fue de 1.8 km, este promedio no es tan lejano al que presenta la especie continental.

Por otro lado, la radioteleetría y foto-trampeo son herramientas muy ágiles e importantes para el estudio de la conducta de las especies (Kenward, 2001; Chávez *et al.* 2013). Sin embargo la eficiencia de estos métodos va a depender de los objetivos del estudio, el tipo de datos que se colecta y las restricciones impuestas al investigador en campo, las limitaciones del equipo y la especie de estudio (White y Garrott, 2012; Dell *et al.* 2014).

La mayor proporción de registros activos colectados con ambos métodos, sugieren que el mapache pigmeo se encuentra activo en periodos nocturnos. De acuerdo a los gráficos (Figura 20), se podría considerar que hay mayor actividad y datos con los registros de radioteleetría que con los de foto-trampeo. Quizá esto se deba a que cuando el animal es localizado por radioteleetría, se detecta la señal y por la herramienta de “sensor de actividad” sabemos si el individuo esta en movimiento. De tal forma que la actividad a partir de radioteleetría puede incluir

movimientos de búsqueda de pareja, forrajeo, acicalamiento, desplazamientos cerca de madriguera/cortos, y en realidad cualquier movimiento que esté haciendo el animal en el momento en que es localizado, se registra como activo. Por otro lado, con el foto-trampeo solo se registra a individuos que están desplazándose frente a las cámaras, y se asume que se registra desplazamientos moderados o grandes.

## 8. CONCLUSIONES

- El patrón de actividad de *Procyon pygmaeus* es mayormente nocturno, y la actividad diaria comienza desde las 18:00 horas extendiéndose hasta las 04:00 horas. Tanto los datos de radiotelemetría como foto-trampeo fueron similares en los patrones de actividad del mapache.
- Los individuos de la zona de manglar exhibieron un pico de actividad durante el día (10:00-12:00). Evidentemente se puede comprobar con estos datos como la actividad humana en esta zona está influyendo en los patrones de actividad de los mapaches pigmeos.
- No existió diferencias significativas en la comparación de los patrones de actividad por sexos, pero si en la comparación de intensidad de actividad, los machos presentaron mayor intensidad de actividad que las hembras.
- La distancia diaria recorrida en el periodo de máxima actividad en promedio fue de  $1878.4 \pm 240.8$  m. No existió diferencias significativas entre la distancia diaria recorrida por machos ( $1930.6 \pm 318.7$  m) y por hembras ( $1815.8 \pm 95.1$  m).

## Literatura citada

- Akbaba B, Ayas Z. 2012. Camera trap study on inventory and daily activity patterns of large mammals in a mixed forest in north-western Turkey. *Mammalia*; 76: 43–48.
- Arispe Rosario, Venegas Claudia y Rumiz Damián. 2008. Abundancia y patrones de actividad del mapache (*Procyon cancrivorus*) en un bosque chiquitano de Bolivia. *Mastozoología Neotropical*, Vol. 15(2): pp 323-333.
- Ávila-Nájera, Dulce María; Chávez, Cuauhtémoc; Lazcano-Barrero, Marco Antonio; Mendoza, Germán David; Pérez-Elizalde, Sergio. 2016. Traslape en patrones de actividad entre grandes felinos y sus principales presas en el norte de Quintana Roo, México. *Therya*, vol. 7, núm. 3, 2016, pp. 439-448 Asociación Mexicana de Mastozoología Baja California Sur, México.
- Bartness, T. J. y Albers, H. E. 2002. Activity Patterns and the Biological Clock in Mammals. Activity Patterns in Small Mammals, *Springer Berlin Heidelberg*, 141: 23-47.
- Beasley, J. C. y Rhodes, O. E. 2010. Influence of patch- and landscape- level attributes on the movement behavior of raccoons in agriculturally fragmented landscapes. *Canadian Journal of Zoology*, Vol. 88, 161-169.
- Berger J, Swenson JE y Persson I-L. 2001. Recolonizing carnivores and naive prey: conservation lessons from Pleistocene extinctions. *Science*, Vol. 291:1036–1039
- Bridges A.S. y Noss A.J. 2011. Behavior and Activity Patterns. In: O'Connell A.F., Nichols J.D., Karanth K.U. (eds) Camera Traps in Animal Ecology. *Springer*, Tokyo
- Buchholz R. 2007. Behavioral biology: an effective and relevant conservation tool. *Trends in Ecology and Evolution*. 22:401–407.
- Carrillo, E. 1990. Patrones de movimiento y hábitos alimenticios del mapachín (*Procyon lotor*) en el Parque Nacional Manuel Antonio, Costa Rica. Tesis, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Chávez, C., A de la Torre, H. Bárcenas, R. A. Medellín, H. Zarza y G. Ceballos. 2013. Manual de fototrampeo para estudio de fauna silvestre. El jaguar en México como estudio de caso. Alianza WWF-Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Copa-Álvaro, M.E. 2007. Efectos de los huracanes Emily y Wilma en los mamíferos medianos de Cozumel. Tesis de Maestría en Ciencias. Biología ambiental, Instituto de Ecología. Universidad Nacional Autónoma de México.

- Crooks K.R. y Van Vuren D. 1995. Resource utilization by two insular endemic mammalian carnivores, the island fox and island spotted skunk. *Oecologia, Springer* 104:301–307
- Cuarón, A.D., D. Valenzuela-Galván, D. García-Vasco, M.E. Copa, S. Bautista, H. Mena, D. Martínez-Godínez, C. González-Baca, L.A. Bojorquez-Tapia, L. Barraza, P. C.deGrammont, F. Galindo-Maldonado, M.A. Martínez-Morales, E. Vázquez-Domínguez, E. Andrensen, J. Benítez-Malvido, D. Pérez-Salicrup, K. W. McFadden y M.E. Gompper. 2009. Conservation of the endemic dwarf carnivores of Cozumel Island, Mexico. *Small Carnivore Conservation*, 41: 15-21.
- Cuarón, A.D., Martínez-Morales M.A., McFadden, K.W., Valenzuela-Galván, D. y Gompper, M.E. 2004. The status of dwarf carnivores on Cozumel Island, México. *Biodiversity Conservation*, 13:317-331
- Davies N., Gramotnev G., Seabrook L., Bradley A., Baxter G., Rhodes J., Lunney D. y McAlpine C. 2013. Movement patterns of an arboreal marsupial at the edge of its range: case study of the koala. *Movement Ecology*, Vol. 1(8)
- Dell A.I., Bender J.A. Branson K., Couzin I.D., de Polavieja G.G., Noldus L.J.J., Pérez-Escudero A., Perona P., Straw A.D., Wikelski M. y Brose U. 2014. Automated image-based tracking and its application in ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, Vol. 29(7): 417-428.
- De Villa-Meza, A., Ávila-Flores R., Cuarón A. D. y Valenzuela-Galván D. 2011. *Procyon pygmaeus* (Carnivora: Procyonidae). *Mammalian Species*, 43(877) 87-93.
- Díaz-Ruiz F., Caro M., Delibes-Mateos M., Arroyo B. y Ferreras P. 2015. Drivers of red fox (*Vulpes vulpes*) daily activity: prey availability, human disturbance or habitat structure? *Journal of Zoology* Vol.298 (2016) 128-138.
- Ditchkoff S.S., Saalfeld S. T. y Gibson C. J. 2006. Animal behavior in urban ecosystems: Modifications due to human-induced stress. *Urban Ecosystems*, Vol. 9 (1) pp 5-12.
- Estrada Hernández, Christian Giovanni. 2006. Dieta, uso de hábitat y patrones de actividad del puma (*Puma concolor*) y jaguar (*Panthera onca*) en la selva Maya. Tesis de Licenciatura. Universidad de San Carlos de Guatemala, en la Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia.
- Farrera Hernández Mónica. 2017. Aspectos ecológicos del mapache (*Procyon lotor*) y su relación con los turistas en el Parque Nacional Manuel Antonio, Costa Rica. Tesis para obtener el título de Maestra en Ciencias en Conservación y Manejo de Vida Silvestre, en la Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.



- Gallina, S. y Bello-Gutiérrez, J. 2014. Patrones de actividad del venado cola blanca en el noreste de México. *Therya*, 5(2): 423-436.
- George Shalene L. y Crooks Kevin R. 2006. Recreation and large mammal activity in an urban nature reserve. *Biological Conservation*, Vol. 133 (1), 107-117.
- Gómez H, Wallace R., Ayala G. y Tejada R. 2005. Dry Season Activity Periods of some Amazonian Mammals. *Neotropical Studies on Fauna and Environment* 40:9-95.
- Gray, Thomas N. E. y Phan Channa. 2011. Habitat preferences and activity patterns of the larger mammal community in Phnom Prich Wildlife Sanctuary, Cambodia. *The raffles bulletin of Zoology*, Vol. 59 (2): 311-318.
- Greenwood, Raymond J. 1982. Nocturnal Activity Foraging of Prairie Raccoons (*Procyon lotor*) in North Dakota. *The American Midland Naturalist*, Vol.107 (2), pp. 238-243.
- Halle, S., y S. N. Stenseth. 2000. Activity Patterns in Small Mammals. An Ecological Approach. *Ecological Studies* 141. Springer. New York, EE.UU.
- Hendry A.P. Gotanda K.M. y Svensson E.I. 2017. Human influences on evolution, and the ecological and societal consequences. *Philosophical Transactions of The Royal B Biological Sciences*.
- Higginson, A. D., Fawcett, T. W., Trimmer, P. C., McNamara, J. M., & Houston, A. I. 2012. Generalized optimal risk allocation: foraging and antipredator behavior in a fluctuating environment. *American Naturalist*, 180, 589-603.
- Hudgens Brian R. y Garcelon David K. 2011. Induced changes in island fox (*Urocyon littoralis*) activity do not mitigate the extinction threat posed by a novel predator. *Oecologia*, Vol. 165(3): pp.699-705.
- Ikeda T, Takahashi H, Yoshida T, Igota H, Matsuura Y, Takeshita K, et al. 2015. Seasonal variation of activity pattern in sika deer (*Cervus nippon*) as assessed by camera trap survey. *Mammal Study* 2015; 40: 199–205.
- Ikeda T, Uchida K, Matsuura Y, Takahashi H, Yoshida T, Kaji K, et al. 2016 Seasonal and Diel Activity Patterns of Eight Sympatric Mammals in Northern Japan Revealed by an Intensive CameraTrap Survey. *PLoS ONE* 11(10): e0163602. doi:10.1371/journal.pone.0163602
- Jiménez C. F., Quintana H., Pacheco V., Melton D., Torrealva J. y Tello G. 2010. Camera trap survey of medium and large mammals in a montane rainforest of northern Peru. *Revista Peruana de Biología*, 17: 191-196.
- Kamler J. F. y Gipson P. S. 2003. Space and Habitat Use by Male and Female Raccoons, *Procyon lotor*, in Kansas. *The Canadian Field-Naturalist*, Vol. 117, 218-223.

- Kenward, R.E. 2001. A manual for wildlife radio tagging. Academic Press, San Diego, California.
- Lira-Torres, Iván, & Briones-Salas, Miguel. 2012. Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta zoológica mexicana*, 28(3), 566-585.
- McFadden, K.W. 2004. The ecology, evolution, and natural history of the endangered carnivores of Cozumel Island, Mexico. Dissertation, Columbia University.
- McFadden, K. W., Gompper, M. E., Valenzuela D. G. y Morales J. C. 2008. Evolutionary history of the critically endangered Cozumel dwarf carnivores inferred from mitochondrial DNA analyses. *Journal of Zoology*. 276:176-186.
- McFadden, K.W., D. García-Vasco, A. D. Cuarón, D. Valenzuela-Galván, R.A. Medellín y M.E. Gompper. 2010. Vulnerable island carnivores: the endangered endemic dwarf procyonids from Cozumel Island. *Biodiversity Conservation*, 19:491-502.
- McKinney, M. L. 2002. Urbanization, biodiversity and conservation. *BioScience*, 52: 883-890.
- Monceau, K., Arca M., Leprete L., Mougél F., Bonnard O., Silvain J-F., Maher N., Arnold G. y Thiéry D. 2013. Native prey and invasive predator patterns of foraging activity: the case of the Yellow-Legged Hornet predation at European Honeybee hives. *Plos One* 8(6): <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0066492>
- Monroy, G. A. G. 2007. Uso de hábitat y ámbito hogareño del coyote *Canis latrans* en un área comunal protegida de la Sierra Madre de Oaxaca, México. Tesis de Maestría en Ciencias en Conservación y aprovechamiento de recursos naturales. CIIDIR-IPN Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, México.
- Oliveira-Santos, Luiz G. R., Graipel Mauricio E., Tortato Marcos A., Zucco Carlos A., Cáceres Nilton C., y Goulart Fernando V. B. 2012. Abundance changes and activity flexibility of the oncilla, *Leopardus tigrinus* (Carnivora: Felidae), appear to reflect avoidance of conflict. *Zoologia (Curitiba)*, 29(2), 115-120. <https://dx.doi.org/10.1590/S1984-46702012000200003>
- Palomo-Muñoz G., García-Anleu R., Ponce-Santizo G. y Moreira-Ramírez J.F. 2014. Abundancia, densidad y patrones de actividad de ocelotes (*Leopardus pardalis*) utilizando trampas cámara en el Biotopo Protegido Dos Lagunas, Petén, Guatemala. *Revista de la Universidad del Valle de Guatemala*, Vol. 29 pp. 39-46.

- Prange S., Gehrt S. D. y Wiggers E. P. 2004. Influences of anthropogenic resources on raccoon (*Procyon lotor*) movements and spatial distribution. *Journal of Mammalogy*, Vol. 85(3): 483-490
- Ramos, M. D. 2015. Diversidad, actividad y uso de hábitat de carnívoros en dos sitios con distinto grado de perturbación en el municipio de Cosoltepec, Oaxaca. Tesis de Maestría en Ciencias. CIIDIR- IPN Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, México.
- Riley, S. P. D., Sauvajot, R. M., Fuller, T. K. y York, E. C. 2003. Effects of urbanization and habitat fragmentation on Bobcats and Coyotes in Southern California. *Conservation Biology*, 17: 566-576.
- Rodríguez, L. C. R. 2015. Ecología espacial y patrones de actividad del tejón enano (*Nasua nelsoni* Merriam, 1901) de Isla Cozumel. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación- UAEM. Cuernavaca, Morelos.
- Rosatte R., Ryckman M., Ing K., Proceviat S., Allan M., Bruce L., Donovan D. y Davies J. C. 2010. Density movements and survival of raccoons in Ontario, Canada: implications for disease spread and management. *Journal of Mammalogy*, Vol. 91(1): pp.122-135.
- Suselbeek Lennart, Emsens Willem-Jam, Hirsch Ben T., Kays Roland, Rowcliffe J. Marcus, Zamora-Gutierrez Veronica y Jansen Patrick A. Food acquisition and predator avoidance in a Neotropical rodent. *Animal Behaviour* Vol. 88, 41-48.
- Swarts H.M, Crooks K.R., Willits N. y Woodroffe R. 2009. Possible contemporary evolution in an endangered species, the Santa Cruz Island fox. *Animal Conservation*, Vol. 12(2):120–127
- Symmank ME, Comer CE, Kroll JC. 2014. Using infrared-triggered cameras to monitor activity of forest carnivores. *Southwest Nat* 2014: 13: 172–183.
- Timm R., Cuarón A.D., Reid F., Helgen K. & González-Maya J.F. 2016. *Procyon lotor*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41686A45216638. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41686A45216638.en>.
- Tirira, S. D. 1998. Técnicas de campo para el estudio de mamíferos silvestres. Biología sistemática y conservación de los mamíferos del Ecuador. Museo de Zoología, Centro de Biodiversidad y Ambiente. Pontificia Universidad Católica del Ecuador, 1: 93-125.

- Tobler Mathias W., Carrillo-Percastegui Samia E. y Powell George. 2009. Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology*, Vol.25 (3); pp 261-270.
- Valenzuela-Galván, D. and A. Cuarón. 2014. *Procyon pygmaeus*, Merriam 1901. Pygmy Raccoon. Pp. 574-575. In G. Ceballos (Ed.) *Mammals of Mexico*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 984 pages ISBN-13: 978-1421408439
- White, G. C. y Garrot, R. A. 2012. Analysis of wildlife radio-tracking data. *Academic Press*. Nueva York, E.U.A. 383p.

## DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN GENERAL

Muchas especies han estado al borde de la extinción o actualmente se encuentran propensas a (IUCN, 2012), sin embargo el conocimiento de la ecología de las especies y la protección de su hábitat natural ha ayudado a maximizar su conservación (Butchart *et al.*, 2012; Larsen *et al.*, 2012). Desafortunadamente aún quedan varias especies que se encuentran en peligro crítico y acciones de conservación por cumplir.

Como se mencionó anteriormente, las especies insulares corren mayores riesgos que las especies continentales, debido a que su hábitat es reducido (Tershy *et al.*, 2015). La cada vez mayor expansión de las urbes, la alta densidad humana, la introducción de especies, entre otras acciones, han contribuido a que muchas especies se encuentren en peligro crítico y que otro tanto se haya extinto (Frankham, 1998; Donlan *et al.*, 2000; Fernández-Palacios y Morici, 2004; Nogales *et al.*, 2013; Tershy *et al.*, 2015). Aunado a esto, el mal manejo y la falta de información científica, hace que las opciones para su conservación sean limitadas, pues carecen de información exacta sobre la biología de las especies. Por ejemplo, si no se conoce los movimientos de las especies, no sabemos si el área natural protegida constituya en realidad el hábitat crítico de la especie y la efectividad de la estrategia se vea opacada (Martin *et al.*, 2016). La información recabada en los capítulos anteriores es importante, pues puede ser utilizada para mejorar y maximizar las acciones para la protección del mapache pigmeo y para otras especies con características similares.

Los datos de la población del mapache pigmeo señalan un incremento en su abundancia general, datos positivos para esta especie en peligro crítico. Sin embargo con los análisis podemos observar como hay una disminución en el sitio de manglar (zona Noroeste). En la ZM se capturaron un menor número de individuos que en la zona de transición, lo mismo pasó con las recapturas. Se observó que los mapaches están distribuyéndose en áreas perturbadas, que no solo se pudo comprobar con la distribución espacial, sino también por el número

de observaciones (frecuentes en la zona hotelera). A pesar de que corren mayor riesgo de mortalidad (e.g. atropellados o por depredación de perros), parecer ser que estas áreas son más ventajosas para los mapaches por la disponibilidad de alimento. Considerando esto, parece que al igual que el mapache continental, *Procyon pygmaeus* muestra cierta tolerancia a las áreas suburbanas.

Si bien los datos sugieren un incremento moderado de la población, su tamaño sigue siendo muy bajo y restringido solo a la superficie de la isla. Por ello consideramos que aún se justifica su clasificación como especie en peligro de extinción en la NOM-059 (SEMARNAT 2010), y que es conveniente ser conservadores ante un eventual proceso de reevaluación de su categoría en la lista roja (IUCN, por sus siglas en inglés).

La información sobre el tamaño de las áreas de actividad de *Procyon pygmaeus*, indican que son de un tamaño reducido en comparación a las estimadas en hábitats naturales para la especie continental. En promedio el tamaño de áreas de actividad de los individuos es de  $96.9 \pm 18.8$  ha (PCM 95%) y  $123.31 \pm 31.20$  ha (MFK 95%), mientras que la zona núcleo fue en promedio de  $25.8 \pm 13.1$  ha (PCM 95%) y  $27.10 \pm 12.96$  ha (MFK 95%). Como en muchos otros mamíferos que presentan dimorfismo sexual, el tamaño de áreas de actividad de *P. pygmaeus* sí difirió significativamente entre sexos, siendo mayor en machos que en hembras. Así mismo, se observa el efecto de la perturbación en los individuos, pues los tamaños de AA entre los individuos de la zona de transición y la zona de manglar variaron, siendo mayor los de la ZM. De acuerdo a la distribución espacial de las AA de todos los individuos en el noroeste de la Isla, la zona de transición registro el mayor porcentaje de traslape, concentrando sus áreas núcleo en las zonas donde se encuentran desechos de origen antropogénico.

Por otro lado, se determinó que el patrón de actividad de *Procyon pygmaeus* es mayormente nocturno. Tanto los datos de radiotelemetría como fototrampeo fueron similares en los patrones de actividad del mapache. Se observó

que los individuos de la zona de manglar exhibieron un pico de actividad durante el día (10:00-12:00). Como se dijo anteriormente, la actividad humana está afectando claramente el comportamiento de los mapaches en esta área. Es evidentemente que los mapaches pigmeos se ven atraídos por los desechos y el alimento que ofrecen las personas que diario visitan el muelle de la ANP.

Al igual que otros estudios, no existió diferencias significativas en la comparación de los patrones de actividad por sexos, pero si en la comparación de intensidad de actividad. Los machos presentaron mayor intensidad de actividad que las hembras, lo que sugiere que la condición corporal y los requerimientos energéticos tienen efectos sobre esta dinámica. Por otro lado, la distancia diaria recorrida en el periodo de máxima actividad (nocturno) en promedio fue de  $1878.4 \pm 240.8$  m. No existió diferencias significativas entre la distancia diaria recorrida por machos ( $1930.6 \pm 318.7$  m) y por hembras ( $1815.8 \pm 95.1$  m).

Los datos sobre las áreas de actividad y los movimientos ayudan a evaluar la importancia de la conservación de ciertas áreas y así conservar a las especies (Joyal et al., 2001). Por lo anterior, si se determinó que la mayor población de mapaches pigmeos se encuentra en la zona de transición y zonas costeras, es importante el que las autoridades correspondientes enfatizen a la comunidad automovilista y los transeúntes de las carreteras a conducir bajo los límites permitidos. A pesar de que existen anuncios del paso de fauna y la velocidad máxima permitida, durante el proyecto, se registró la muerte de cuatro mapaches en la zona norte (además de otras especies), uno de ellos equipado con radiocollar (en la zona de transición). Es necesario hacer hincapié a las recomendaciones hechas por la CONANP y por el ayuntamiento de la isla sobre el paso de fauna.

De la misma forma, es necesario que se concientice a las personas que viven en las zonas periurbanas (sobre todo en las zonas hoteleras) para separar sus residuos y no tenerlos en la calle, pues atrae a los mapaches. Las personas en la isla conocen como hacer la separación de residuos sólidos y tienen un centro

de acopio de materiales reciclados, sin embargo muy pocas personas lo hacen. El depositar correctamente los residuos, tendría un efecto de amplio alcance sobre la población de mapaches que se está viendo atraída por los desechos, y que ello está afectando en su esperanza de vida.

Se recomienda seguir con el monitoreo a la largo plazo en las ANPs de la isla, así como realizar esfuerzos intensivos de trampeo en sitios donde ahora se ha registrado su presencia con foto-trampeos, ello para poder generar una mejor estimación de la variación en abundancia y densidad de la especie en la isla. El trabajo en equipo de las personas encargadas del muelle (zona norte), de las instalaciones que se encuentran ahí y de la isla Pasión, es importante para el cuidado de esta área. La concientización de las personas en la isla es muy buena, saben que especies tienen y su valor, sin embargo también debe efectuarse las acciones y promover un buen manejo de ecoturismo.

Por otra parte es importante precisar que recientemente el mapache pigmeo se incluyó en la lista de especies prioritarias, que genera la dirección de especies prioritarias para la conservación de la CONANP, y que se ha propuesto asignar presupuesto federal para la elaboración del PACE del mapache pigmeo. Para dicho documento la información que generó este trabajo será muy relevante.



## Literatura citada

- Butchart S.H.M., Scharlemann J.P.W., Evans M.I., Quader S., Arico S., et al. 2012 Protecting Important Sites for Biodiversity Contributes to Meeting Global Conservation Targets. *PLoS ONE* 7: e32529.
- Cuarón, A.D., D. Valenzuela-Galván, D. García-Vasco, M.E. Copa, S. Bautista, H. Mena, D. Martínez-Godínez, C. González-Baca, L.A. Bojorquez-Tapia, L. Barraza, P. C.deGrammont, F. Galindo-Maldonado, M.A. Martínez-Morales, E. Vázquez-Domínguez, E. Andrensen, J. Benítez-Malvido, D. Pérez-Salicrup, K. W. McFadden y M.E. Gompper. 2009. Conservation of the endemic dwarf carnivores of Cozumel Island, Mexico. *Small Carnivore Conservation*, 41: 15-21.
- Cuarón, A.D., Martínez-Morales M.A., McFadden, K.W., Valenzuela-Galván, D. y Gompper, M.E. 2004. The status of dwarf carnivores on Cozumel Island, México. *Biodiversity Conservation*, 13:317-331
- De Villa-Meza, A., Ávila-Flores R., Cuarón A. D. y Valenzuela-Galván D. 2011. *Procyon pygmaeus* (Carnivora: Procyonidae). *Mammalian Species*, 43(877) 87-93.
- Díaz-Ruiz F., Caro M., Delibes-Mateos M., Arroyo B. y Ferreras P. 2015. Drivers of red fox (*Vulpes vulpes*) daily activity: prey availability, human disturbance or habitat structure? *Journal of Zoology* Vol.298 (2016) 128-138.
- Donlan, C. J., Tershy, B. R., Keitt, B. S., Wood, B., Sánchez, J. A., Weinstein, A., Croll, D. A., Hermosillo, M. A. y Aguilar, J. L. 2000. Island conservation action in northwest México. <http://advancedconservation.org>
- Fernández-Palacios, J. M. y Morici, C. (eds.) 2004. Ecología Insular / Island Ecology. Asociación española de ecología terrestre (AEET)-*Cabildo Insular de la Palma*. pp. 251-276.
- Franklam, Richard. 1998. Inbreeding and Extinction: Islands Populations. *Conservation Biology*, 12 (3) 665-675.
- Joyal L.A., McCollough M. y Hunter Jr. M.L. 2012. Landscape Ecology Approaches to Wetland Species Conservation: a Case Study of Two Turtle Species in Southern Maine. *Conservation Biology*, Vol. 15(6): pp.1755-1762.
- Larson F.W., Turner W.R., Brooks T.M. 2012. Conserving critical sites for biodiversity provides disproportionate benefits to people. *PLoS ONE*, Vol. 7 art. e36971
- Martin T. G., Camaclang A.E., Possingham H.P., Maguire L.A., Chadès I. 2016. Timing of Protection of Critical Habitat Matters. *Conservation letters*, Vol. 10(3); pp.308-316

- Nogales Manuel, Vidal Erick, Medina Félix M., Bonnaud Elsa, TershyBernie R., Campbell Karl J. y Zavaleta Erika S. 2013. Feral Cats and Biodiversity Conservation: The Urgent Prioritization of Island Management. *BioScience*, Vol. 63 (10)
- Tershy Bernie R., ShenKuo-Wei, Newton Kelly M., Holmes Nick D. y Croll Donald A. 2015. The importance of Islands for the Protection of Biological and Linguistic Diversity. *BioScience* Vol. 65 No. 6 pp. 599-597
- Tirira, S. D. 1998. Técnicas de campo para el estudio de mamíferos silvestres. Biología sistemática y conservación de los mamíferos del Ecuador. Museo de Zoología, Centro de Biodiversidad y Ambiente. Pontificia Universidad Católica del Ecuador, 1: 93-125.
- UICN. 2012. Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Segunda edición. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: UICN. vi + 34pp. Originalmente publicado como IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. (Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2012).